



**UNIVERSIDAD DE MURCIA**  
ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO  
TESIS DOCTORAL

Demografía y calidad del hábitat de *Tetraclinis articulata* en el sureste ibérico: modelos y aplicaciones

**D. Juan Miguel Moya Pérez**  
**2023**





**UNIVERSIDAD DE MURCIA**  
**ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO**  
**TESIS DOCTORAL**

Demografía y calidad del hábitat de *Tetraclinis articulata* en el sureste ibérico: modelos y aplicaciones

Autor: D. Juan Miguel Moya Pérez

Director/es: D. Miguel Ángel Esteve-Selma



**DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD  
DE LA TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE DOCTOR**

*Aprobado por la Comisión General de Doctorado el 19-10-2022*

D./Dña. Juan Miguel Moya Pérez

doctorando del Programa de Doctorado en

Biodiversidad y Gestión Ambiental
-----------------------------------

de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad Murcia, como autor/a de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor y titulada:

Demografía y calidad del hábitat de <i>Tetraclinis articulata</i> en el sureste ibérico: modelos y aplicaciones
---

y dirigida por,

D./Dña. Miguel Ángel Esteve Selma
-----------------------------------

D./Dña.
---------

D./Dña.
---------

**DECLARO QUE:**

La tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la Ley de Propiedad Intelectual (R.D. legislativo 1/1996, de 12 de abril, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Propiedad Intelectual, modificado por la Ley 2/2019, de 1 de marzo, regularizando, aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), en particular, las disposiciones referidas al derecho de cita, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

*Si la tesis hubiera sido autorizada como tesis por compendio de publicaciones o incluyese 1 o 2 publicaciones (como prevé el artículo 29.8 del reglamento), declarar que cuenta con:*

- *La aceptación por escrito de los coautores de las publicaciones de que el doctorando las presente como parte de la tesis.*
- *En su caso, la renuncia por escrito de los coautores no doctores de dichos trabajos a presentarlos como parte de otras tesis doctorales en la Universidad de Murcia o en cualquier otra universidad.*

Del mismo modo, asumo ante la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría o falta de originalidad del contenido de la tesis presentada, en caso de plagio, de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

En Murcia, a 16 de septiembre de 2023

Fdo.:

*Esta DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y ORIGINALIDAD debe ser insertada en la primera página de la tesis presentada para la obtención del título de Doctor.*

Información básica sobre protección de sus datos personales aportados	
Responsable:	Universidad de Murcia. Avenida teniente Flomesta, 5. Edificio de la Convalecencia. 30003; Murcia. Delegado de Protección de Datos: dpd@um.es
Legitimación:	La Universidad de Murcia se encuentra legitimada para el tratamiento de sus datos por ser necesario para el cumplimiento de una obligación legal aplicable al responsable del tratamiento. art. 6.1.c) del Reglamento General de Protección de Datos
Finalidad:	Gestionar su declaración de autoría y originalidad
Destinatarios:	No se prevén comunicaciones de datos
Derechos:	Los interesados pueden ejercer sus derechos de acceso, rectificación, cancelación, oposición, limitación del tratamiento, olvido y portabilidad a través del procedimiento establecido a tal efecto en el Registro Electrónico o mediante la presentación de la correspondiente solicitud en las Oficinas de Asistencia en Materia de Registro de la Universidad de Murcia

## **AGRADECIMIENTOS**

*A mis padres, Manuel y Julia, y a mi hermano Manuel, porque su educación, cariño y comprensión han hecho de mí la persona que soy.*

*A Aixa, porque un día llegó y decidió quedarse. Ella sabrá por qué, pero en estos años su apoyo ha sido fundamental.*

*A Miguel Ángel, por todo lo que he aprendido con él durante este tiempo y porque no ha dejado de creer en que podía hacerlo.*

*A Julia, a Palazón y a Paqui, porque su paciencia, esfuerzos y enseñanzas han posibilitado la realización de esta tesis.*

*A Ettore y a Paco, por los momentos de descanso en la cafetería y las reflexiones compartidas.*

*A Jesús y a Juanjo, por su inestimable ayuda en los momentos más duros de los muestreos y por los ratos de distensión.*

*A mis amigos, por aguantarme durante estos años en los momentos buenos y en los malos (mención especial en este apartado a Natalia, a Perico y a Carmen).*

*Al Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, por el soporte técnico y logístico.*

*Por último, quiero agradecer a todos los responsables e involucrados en el proyecto LIFE-Tetraclinis-Europa y a Andrés, Director Conservador del Parque Regional de Calblanque, por el apoyo prestado durante el desarrollo de los estudios que componen este trabajo.*

## TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	10
SUMMARY .....	11
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	12
1. INTRODUCCIÓN .....	12
1.1 Descripción de la especie y de su hábitat .....	12
1.2 Distribución mundial de <i>Tetraclinis articulata</i> .....	16
1.3 Las poblaciones silvestres de <i>Tetraclinis articulata</i> en el sureste peninsular .....	18
1.4 Principales amenazas para la conservación de la especie en el sureste peninsular .....	18
1.5 Iniciativas de conservación .....	19
1.6 Antecedentes en los estudios sobre la ecología y conservación de la especie.....	20
2. OBJETIVOS .....	22
CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA GENERAL.....	24
1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO .....	24
2. ASPECTOS METODOLÓGICOS COMUNES .....	26
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (I): MODELIZACIÓN DEMOGRÁFICA DE UNA POBLACIÓN TIPO (EL MADROÑAL) .....	28
1. INTRODUCCIÓN .....	28
2. METODOLOGÍA .....	30
2.1 Zona de estudio .....	30
2.2 Parametrización del modelo demográfico .....	31
2.3 Modelo demográfico base .....	33
2.4 Análisis de sensibilidad .....	35
2.5 Simulación de escenarios de perturbación .....	36
3. RESULTADOS .....	37
3.1 Parametrización del modelo base .....	37
3.2 Modelo demográfico base .....	39
3.3 Análisis de sensibilidad .....	41
3.4 Simulación de escenarios de perturbación .....	43
4. DISCUSIÓN .....	47
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (II): ENSAYO SOBRE LA COMPETENCIA INTERESPECÍFICA <i>PINUS-TETRACLINIS</i> MEDIANTE UN DISEÑO EXPERIMENTAL ..	52
1. INTRODUCCIÓN .....	52
1.1 Irradiación solar.....	53
1.2 Competencia interespecífica .....	54
2. METODOLOGÍA .....	54
2.1 Diseño Experimental .....	54
2.2 Recolección de datos.....	56
2.3 Modelo de iluminación basado en datos LiDAR .....	56

2.4	Diseño del análisis BACI .....	57
2.5	Variación del estado reproductivo .....	57
2.6	Respuesta demográfica observada en las parcelas experimentales .....	57
2.7	Simulación de la reducción temprana de la competencia ecológica. ....	58
3.	RESULTADOS .....	58
3.1	Análisis BACI .....	58
3.2	Variación del estado reproductivo. ....	59
3.3	Análisis de la respuesta demográfica.....	61
3.4	Simulación de la reducción temprana de la competencia ecológica. ....	67
4.	DISCUSIÓN .....	71
CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (III): EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL HÁBITAT DE <i>TETRACLINIS ARTICULATA</i> Y ANÁLISIS COSTE-EFECTIVIDAD EN MEDIDAS DE GESTIÓN.....		
1.	INTRODUCCIÓN .....	77
2.	METODOLOGÍA .....	79
2.1	Diseño experimental.....	79
2.2	Recolección de datos.....	82
2.3	Índice de Calidad del Hábitat y modelo Coste-Efectividad .....	84
2.4	Análisis de los datos .....	85
3.	RESULTADOS .....	85
3.1	Análisis de correlación .....	85
3.2	Análisis de componentes principales (PCA) .....	86
3.3	Variación del Índice de Calidad del Hábitat .....	89
3.4	Modelo de coste-efectividad .....	92
4.	DISCUSIÓN .....	93
4.1	Variables del índice de Calidad el Hábitat.....	93
4.2	Aplicabilidad del Índice al manejo del hábitat y a otras áreas biogeográficas .....	95
4.3	Aplicabilidad el Índice bajo el contexto de los escenarios de cambio climático.....	96
CAPÍTULO 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (IV): PROPUESTA DE TRAYECTORIAS DE GESTIÓN PARA LA MEJORA DEL HÁBITAT DE <i>TETRACLINIS ARTICULATA</i> .....		
1.	INTRODUCCIÓN .....	97
2.	METODOLOGÍA .....	100
2.1	Criterios metodológicos básicos.....	100
2.2	Determinación de las trayectorias de gestión eco-forestal .....	101
3.	RESULTADOS .....	104
3.1	Distancia entre los ejemplares de <i>T. articulata</i> .....	104
3.2	Modelos empleados en la decisión de trayectorias .....	105
3.3	Trayectorias de gestión y potenciación para los hábitats propuestos .....	112
4.	DISCUSIÓN .....	122
CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES .....		
		125

CAPÍTULO 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	132
ANEXO: MODELOS OBTENIDOS EN LOS CAPÍTULOS DE RESULTADOS .....	162

## RESUMEN

Los bosquetes abiertos *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters suponen unas formaciones forestales singulares y un hábitat prioritario para su conservación en la Unión Europea (código 9570) debido a su restringida área de distribución, ubicada principalmente en el SE de la Península Ibérica. Las poblaciones europeas de esta especie se han visto históricamente amenazadas por diversos impactos degradativos ligados a la actividad antrópica, como las explotaciones mineras, la tala, los incendios y el sobrepastoreo. A pesar de ello, como resultado de los esfuerzos científicos y técnicos realizados para la mejora del conocimiento y el estado de conservación de sus poblaciones, el número de ejemplares de las poblaciones de las “Sierras de Cartagena y La Unión” se ha visto incrementado en los últimos años. En esta tesis doctoral se tratan de establecer los principales parámetros que afectan a las dinámicas demográficas de la especie con el objetivo de construir un modelo dinámico, de utilidad para establecer nuevas políticas de gestión y capaz de simular los efectos de sus actuales presiones degradativas (los incendios, el sobrepastoreo y la competencia con *Pinus halepensis*). A su vez, se muestran los resultados de un ensayo experimental de eliminación de competencia enmarcado dentro del proyecto LIFE-*Tetraclinis*-Europa y se discute la aplicabilidad del índice de calidad de hábitat de la especie. Por último, se realizan propuestas de gestión y adaptación al cambio global para la mejora de sus poblaciones en el sureste ibérico.

## SUMMARY

The open stands of *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters are unique forest formations and a priority habitat to be preserved in the European Union (code 9570) because of their limited distribution range, located mainly in SE Iberian Peninsula. European populations of this species were historically threatened by a number of degradative anthropogenic impacts, including mining, logging, fires and overgrazing. Nevertheless, as a result of the scientific and technical efforts made to improve the knowledge and conservation status of their populations, population numbers in the “Sierras de Cartagena y La Unión” have been increasing in recent years. This thesis aims to identify the key parameters influencing the demographic dynamics of the species in order to build a dynamic model, helpful to establish new management policies and also capable of modelling its current degradative pressures (fire, overgrazing and competition with *Pinus halepensis*). In addition, the results of an experimental competition elimination essay within the framework of the LIFE-*Tetraclinis*-Europe project are reported, and the applicability of the habitat quality index for the species is discussed. To conclude, management and adaptation to global change proposals are made in order to enhance its populations in the southeastern Iberian Peninsula.

## CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

### 1. INTRODUCCIÓN

#### 1.1 Descripción de la especie y de su hábitat

La cupresácea mediterránea *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters, in *J. Roy. Hort. Soc.*, 14:250 (1892), se encuentra principalmente distribuida en el noroeste de África (Marruecos, Argelia y Túnez) y cuenta con poblaciones silvestres europeas ubicadas en la isla de Malta y en el sureste de la península ibérica (Sierras de Cartagena-La Unión). Es un árbol de aspecto primordialmente cónico-piramidal (Figura 1a), con troncos erectos, ramas abiertas y follaje escamoso de aspecto articulado (Esteve-Selma & Miñano 2010). Si bien el tronco principal puede alcanzar cerca de 20 metros de altura (Ceballos & Ruiz de la Torre 1971, Templado 1974), en el sureste ibérico resultan más comunes los ejemplares juveniles de bajo porte (de 1.5 a 2 metros) y los adultos de porte medio (3 a 4 metros), siendo la altura máxima registrada inferior a 10 metros (Esteve-Selma, Moya-Pérez & Navarro-Cano 2019).

Debido a su carácter de especie rebrotadora (Figura 1b) a partir de las reservas almacenadas en su lignotúber, el número de troncos de cada pie y su morfología general resultan variables en función del número y el tipo de perturbaciones sufridas en el pasado (incendios, talas o herbivorismo). Los brinzales y los ejemplares juveniles poseen hojas aciculares que recuerdan a las del enebro, las cuales van perdiendo durante las posteriores etapas de crecimiento (Figura 1 c y d). El crecimiento diametral anual de esta especie es un parámetro muy variable que suele oscilar entre los 0.4 y los 0.6 cm bajo condiciones semiáridas, y que resulta esencial para el desarrollo de su actividad reproductiva, tal y como se discutirá en capítulos posteriores de la presente tesis doctoral.



Figura 1. Fotografías de *Tetraclinis articulata*: a) Morfología típica cónico-piramidal, b) Rebrote basal en ejemplar juvenil después de un incendio (5 años), c) Brinzal con hojas aciculares, d) Desarrollo de las hojas articuladas.

*Tetraclinis articulata* es una especie monoica que desarrolla sus conos a finales de la etapa estival, principalmente durante los meses de agosto y septiembre. La segregación temporal en la producción de inflorescencias masculinas y femeninas dificulta la autofecundación, aunque también la polinización de los pies más dispersos y aislados (Esteve-Selma et al. 2017a). La maduración (Figura 2) de los característicos conos o estróbilos de cuatro valvas se desarrolla durante un año completo, liberando sus semillas bialadas durante el siguiente periodo otoñal.



Figura 2. Diferentes etapas de desarrollo de los conos de *Tetraclinis articulata*.

La dispersión anemócora de las semillas no suele alcanzar grandes distancias, siendo común que los ejemplares reclutados se queden cerca del pie progenitor (Figura 3) y no se encuentren a más de 30-45 metros (Esteve-Selma, Moya-Pérez & Navarro-Cano 2019). La dispersión secundaria debida a lluvias torrenciales o vendavales se encuentra fuertemente ligada a características topográficas como la pendiente o las líneas de flujo. Si bien juega un papel secundario, este tipo de dispersión posibilita la aparición de algunos ejemplares aislados distanciados centenares de metros de su núcleo poblacional originario.



Figura 3. Ejemplo de reclutamiento al pie del ejemplar parental (ubicado a la derecha de la imagen).

Desde una perspectiva bioclimática, las poblaciones africanas de la especie se distribuyen entre los pisos infra, termo y mesomediterráneo (Charco en Esteve-Selma et al. 2017a), abarcando un amplio rango pluviométrico anual desde los 250 a los 700 mm. En el caso del sureste peninsular, estas poblaciones se ubican en el piso termomediterráneo con ombrotipo semiárido y el rango pluviométrico es de entre 300 y 370 mm (Alcaraz et al. 2008, Esteve-Selma, Moya-Pérez & Navarro-Cano 2019). Esta especie es capaz de soportar bien las sequías, pero no así las heladas, soliendo presentarse como formaciones boscosas de escasa densidad y marcado carácter heliófilo. Este último aspecto ha sido discutido por otros autores que indican que la competencia con otras especies arbóreas podría haber desplazado a la especie hacia las orientaciones más soleadas y de menor humedad ambiental, mostrándose como un competidor débil frente a otras especies arbóreas con las que comparte perfil bioclimático como *Pinus halepensis* (Nicolás et al. 2004). En cuanto al tipo de sustrato, la especie resulta indiferente edáfica, aunque rechaza los sustratos encharcables y los muy compactados, presentando cierta preferencia por las fisuras de las calizas debido a que las fracturas de estas rocas resultan excelentes micrositios de germinación (Esteve-Selma et al. 2017a).

Las descripciones más recientes del hábitat de la especie en el sureste ibérico se recogen en el séptimo volumen del “Manual de Interpretación de los Hábitats Naturales y Seminaturales de la Región de Murcia” (Alcaraz et al. 2008) y posteriormente en la publicación “Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitats de interés comunitario en España” (Esteve 2009). En el primer caso se reconoce la asociación 857011 *Arisaro simorrhini-Tetraclinidetum articulatae* Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1975 y en el segundo se añaden 422010/857010 *Periplocion angustifoliae* Rivas-Martínez 1975 y 422011-857012 *Mayteno europaei-Periplocetum angustifoliae* Rivas Goday & Esteve in Rivas Goday in Rivas Goday, Borja, Esteve, Galiano, Rigual & Rivas-Martínez 1960 corr. Rivas-Martínez 1975. Estas asociaciones corresponderían a dos interpretaciones del hábitat: la primera se corresponde con una comunidad típicamente mediterránea con especies acompañantes como *Pinus halepensis*, *Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lyciodes*, *Rhamnus alaternus*, *Quercus coccifera*, *Chamaeops humilis*, *Olea europaea* var. *sylvestris*, y la segunda a una comunidad semiárida donde *Periploca angustifolia* tiene un peso importante. Ambas expresiones del hábitat se corresponden con los extremos del gradiente climático presente en la distribución de *T. articulata* en el sureste ibérico (Esteve-Selma et al. 2017a). Realizar una interpretación de las comunidades presentes en el norte de África resulta una tarea mucho más compleja, al encontrarse en cerca de 22 asociaciones debido principalmente al mayor tamaño y diversidad climática de su área de distribución (Charco 1999).

## 1.2 Distribución mundial de *Tetraclinis articulata*

Los registros fósiles hallados en el continente europeo sugieren una distribución amplia del género durante el periodo Terciario (Fernández, Munuera & Ochando en Esteve et al. 2017), habiéndose citado su presencia en distintas localidades de España (Palamarev 1987, Barrón 1999, Kvaček 2010), Francia (Kvaček 2010), Italia (Teodoridis et al. 2015), Austria (Kvaček 2010), Alemania (Mai 1994), Hungría (Erdei et al. 2012), Eslovenia (Erdei et al. 2012) y Grecia (Zidianakis et al. 2007).

En la actualidad, la distribución mundial de *T. articulata* (Figura 4) se encuentra restringida a la región mediterránea meridional y occidental (Benabid 1985). La superficie ocupada por la especie en el norte de África es de aproximadamente 670,000 ha, correspondiéndole a las poblaciones marroquíes unas 566,000 ha, a las argelinas 72,300 ha y 30,438 ha a las tunecinas (Charco en Esteve et al. 2017a). Según los últimos datos disponibles, el área de las poblaciones marroquíes parece haberse reducido un

3.63% en los últimos años, ocupando una superficie de 545,450 ha (HCEFLCD 2022). La población silvestre del sureste ibérico se circunscribe a las sierras litorales de Cartagena y La Unión, abarcando cerca de 600 ha (Esteve-Selma & Miñano 2010). En concreto, las principales localidades de la Región de Murcia donde se ubica la especie serían el entorno de Cenizas-Peña del Águila, La Algameca-Roldán, El Sabinar-Atamaría-Calblanque y Escombreras-La Fausilla (Esteve-Selma et al. 2017a). En 1997 se descubre un posible núcleo poblacional relicto de *Tetraclinis articulata* en el Parque Nacional de Doñana (Baonza 2010), si bien aún se discute sobre si podría tratarse de ejemplares autóctonos o naturalizados (Guzmán et al. 2022, Merouane et al. 2023). En cualquier caso, la distribución actual de la especie en el sureste ibérico supone un 28% de su área potencial (Esteve-Selma et al. 2017a).

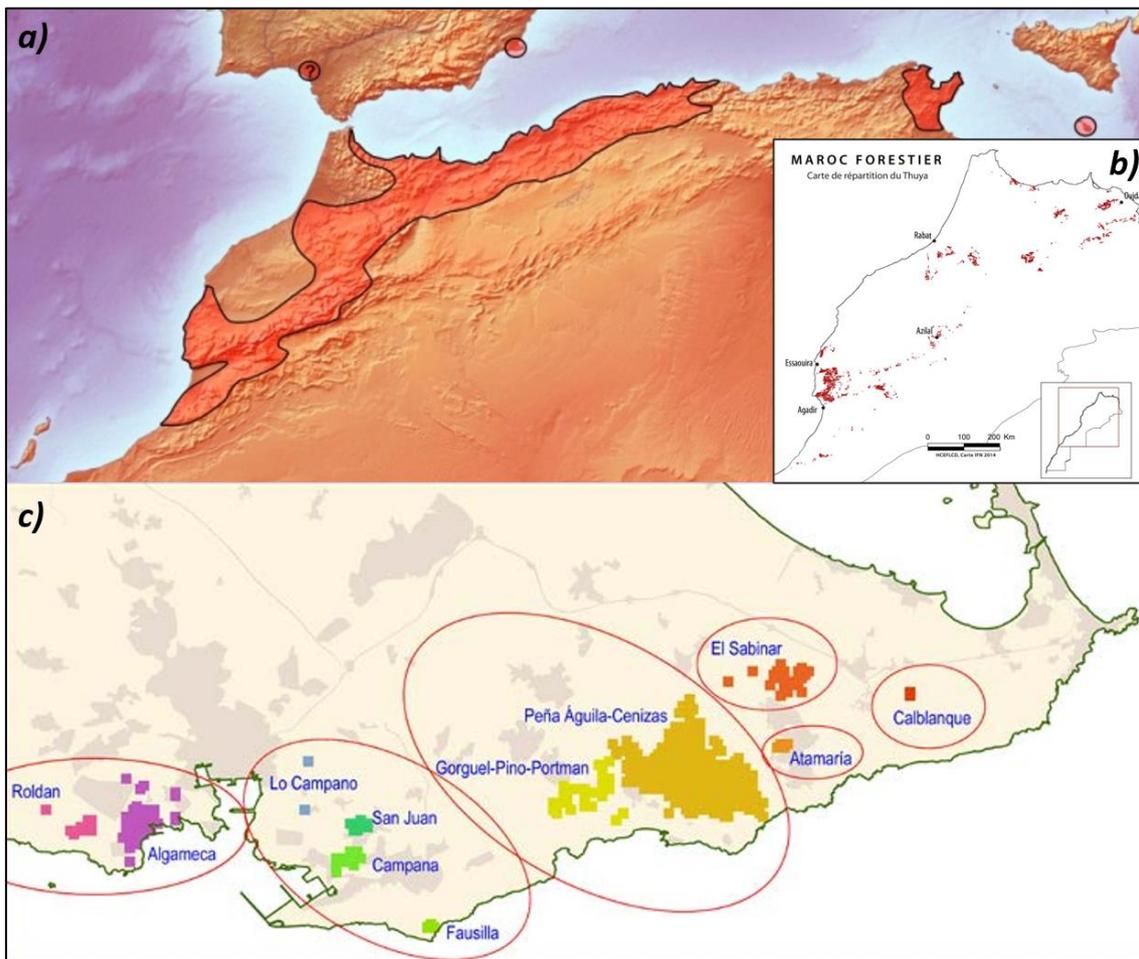


Figura 4. Distribución de *Tetraclinis articulata* en la región mediterránea. a) Mapa de distribución publicado en Esteve-Selma et al. 2017a (adaptado de Charco 2001), b) Distribución de las poblaciones marroquíes en 2022 disponible en la web de l'Agence Nationale des Eaux et Forêts (<http://www.eauxetforets.gov.ma/>), c) Principales subpoblaciones del sureste peninsular (Esteve-Selma et al. 2017a).

### 1.3 Las poblaciones silvestres de *Tetraclinis articulata* en el sureste peninsular

La primera cita de la cupresácea iberonorteafricana *Tetraclinis articulata* en el continente europeo tuvo lugar a principios del siglo XX (Pau 1904). Desde entonces hasta finales de los ochenta se incrementa el número de localidades donde se describe la presencia de esta especie (Esteve-Selma et al. 2017a). Cerca de medio siglo después se llevan a cabo los primeros estudios sobre el estado de sus poblaciones en la sierra de Cartagena-La Unión y de su encuadre fitosociológico (Rigual & Esteve 1952). Estos primeros trabajos describen una preocupante situación de deterioro respecto a unas poblaciones muy mermadas, debido principalmente a mutilaciones por acción antrópica y a los siglos de intensa modificación del paisaje por la actividad minera.

En los años 50 se citan tan sólo 13 ejemplares, la mayor parte de los cuales presentan afecciones por talas y ramoneo por lo que ya se señala la necesidad de medidas de protección y conservación de la especie. Durante los años 70, se registran nuevas localidades (Templado 1974) y a finales de los 80 se realizan nuevos estudios que parecen confirmar que la especie se encuentra en proceso de expansión (Ibañez et al. 1989). Sin embargo, no es hasta finales de la primera década del siglo XXI cuando se realiza el primer censo realista de la especie que estimaba la población del sureste ibérico en cerca de 8500 ejemplares (Esteve-Selma & Miñano 2010). Esto vendría a suponer que el conjunto de los núcleos poblacionales del sureste peninsular de la especie experimentó una tasa de crecimiento anual media ( $r$ ) de 6.6% durante el último siglo, pudiendo oscilar este valor entre 4.6% y 9% según la localidad concreta (Esteve-Selma et al. 2017a). Las últimas estimaciones realizadas sobre su evolución demográfica indican que la población total podría superar ampliamente los 10000 ejemplares (Esteve-Selma, Moya-Pérez & Navarro-Cano 2019).

### 1.4 Principales amenazas para la conservación de la especie en el sureste peninsular

Como consecuencia del aprovechamiento históricamente intenso sufrido por los montes de las Sierras de Cartagena y La Unión (Zamora-Zamora 1997, Zamora & Grandal 1997), las talas y mutilaciones de ejemplares de *T. articulata* han sido frecuentes hasta mediados del siglo XX (Rigual & Esteve 1952, Templado 1974). El efecto negativo de esta actividad respecto a las poblaciones de esta especie, que se redujo durante el periodo de éxodo rural de 1945-1975, pudo verse acentuado debido al especial tratamiento administrativo del que gozaban otras especies forestales como *Pinus halepensis* (Zamora-Zamora 1997, Esteve-Selma et al. 2017a). Vinculada a las talas, la

presión por sobrepastoreo aparece de forma recurrente en la bibliografía disponible (Templado 1974, Ibañez et al. 1989), resultando especialmente notables los daños causados sobre el núcleo poblacional ubicado en la localidad de El Sabinar durante las últimas décadas (Esteve-Selma & Miñano 2010, Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017).

La afección de las poblaciones de *T. articulata* por incendios forestales se presenta como un caso particular, debido a que la incidencia histórica de este tipo de presión resulta anecdótica hasta que se vuelve recurrente a partir de la última década del siglo XX, coincidiendo con la declaración del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila en 1992 (Esteve-Selma et al. 2017a). En este caso, el fuego parece provocar el rejuvenecimiento de la población. Si bien la mayoría de los ejemplares son capaces de rebrotar empleando los nutrientes acumulados en el lignotúber y en los tallos más gruesos, el tipo de respuesta rebrotadora (basal y/o epicórmica) en función de la intensidad de fuego sufrida acarrea consecuencias sobre la velocidad de recuperación de su actividad reproductiva (López-Hernández et al. 1995, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018).

Otro factor de amenaza para la conservación de esta especie es su relación de competencia con *Pinus halepensis*. La extensión de la superficie ocupada por las masas de pino carrasco impide que nuevos ejemplares de *T. articulata* colonicen gran parte del espacio disponible, exceptuando las orientaciones de componente sur donde el pinar deja de ser predominante (Nicolás et al. 2004). Además, como se discutirá con más detalle en posteriores capítulos de esta tesis, la competencia por la irradiación solar entre ambas especies afecta directamente a la dinámica demográfica observada en *Tetraclinis* (Moya-Pérez et al. 2021).

### 1.5 Iniciativas de conservación

El primer rango de protección otorgado a *T. articulata* a nivel regional fue como “especie estrictamente protegida” mediante la Orden de 17 de febrero de 1989, sobre Protección de Especies de Flora Silvestre en la Región de Murcia. A partir de 1992, a través de la Directiva Hábitats, se califica como prioritario para la Comunidad Europea al hábitat 9570 “Bosques de *Tetraclinis articulata*”. Posteriormente, se califica como especie Vulnerable tanto en la Lista Roja de Flora Vasculares Española (2000) como en el Libro Rojo de la Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia (Sánchez-Gómez et al. 2002). Esta categoría se consolida legalmente a través del Decreto 50/2003, de 30 de

mayo, por el que se desarrolla el Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia, donde se prevé además el desarrollo de los Planes de Gestión de especies amenazadas. Por último, la especie es incluida en régimen de protección especial mediante el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas.

### 1.6 Antecedentes en los estudios sobre la ecología y conservación de la especie

Con la excepción de algunos estudios generalistas sobre la flora africana como el de la Dirección de Aguas y Bosques de Marruecos (1927) o los de Jahandiez & Maire (1931, 1932 y 1934), los primeros estudios de las poblaciones norteafricanas de *T. articulata* comienzan a partir de la década de los 70 (Benabid 1976 y 1984, El Hamrouni & Loisel 1978, Fennane et al. 1984, Fennane 1987, Hadjadj-Aoul 1988, Nabil 1989, Benabid & Fennane 1994, Hadjadj-Aoul 1991 y 1995, Schoenenberg 1995). Inicialmente estos estudios se realizan desde una perspectiva fitosociológica y geobotánica, incluyendo además algunos aspectos sucesionales vinculados a factores de perturbación. Posteriormente se desarrollan estudios de carácter regional, con perspectivas análogas, pero con un mayor grado de detalle (Charco 1999 y 2001, Derkaoui 2006, Benabdellah et al. 2010, Ismahene 2012, Cherif 2012, Ainad 2014). En una etapa más reciente, se vuelven más frecuentes los trabajos de un perfil más netamente ecológico y/o demográfico, así como aquellos dirigidos a la gestión o conservación de sus poblaciones (Ben Mansoura & Garchi 2001, Terras et al. 2008, Toumi et al. 2008a y 2008b, Hadjadj-Aoul et al. 2009, Calama et al. 2012, Benabid et al. 2015, Dallahi et al. 2017, Merouane et al. 2023).

Los antecedentes para las poblaciones ibéricas situadas en el sureste peninsular, comienzan con los trabajos pioneros de Pau (1904) y Huguet de Villar (1938), enfocados siempre en términos de primeros registros e identificación de nuevas poblaciones. Desde una perspectiva fitosociológica, los trabajos de Rigual y Esteve Chueca (1952 y 1972) describen con exhaustividad las comunidades vegetales donde se encuentran presentes las poblaciones de *Tetraclinis articulata*. Durante las décadas de los 70 y 80 se van incorporando nuevas localidades, realizándose los primeros censos parciales y análisis biométricos de las poblaciones de *Tetraclinis* (Templado 1974, Ibáñez et al. 1989, Guerra et al. 1990) y se determinan algunas de sus escasas plagas. A finales de los años 80 y durante los años 90 se realizan los primeros trabajos relacionados con la reconstrucción

histórica de sus poblaciones (Rivera & Alcaraz, 1986, Zamora-Zamora 1986, Zamora-Zamora 1997, Zamora & Grandal 1997) y su respuesta a los incendios forestales (López-Hernández et al. 1995). En los 2000 se asientan las bases del plan de conservación de la especie, estableciendo por primera vez un área de distribución potencial construida con modelos de distribución de especies o SDM (López-Hernández 2000), los primeros modelos locales de preferencias ambientales (Nicolás et al. 2004) o los primeros modelos de respuesta al cambio climático que sería publicados unos años después (Esteve-Selma et al. 2010 y 2011). En este periodo también se incluyen los trabajos asociados al desarrollo e implementación de la Directiva Hábitats (Alcaraz et al. 2008, Esteve 2009). En los últimos años se ha incrementado el número de estudios sobre sus principales perturbaciones (Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018, Moya-Pérez et al. 2018, Moya-Pérez et al. 2021) y los enfocados hacia la recuperación, gestión y conservación de las poblaciones de la especie y de su hábitat (Navarro-Cano et al. 2019, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2020, Oná et al. 2021, Moya-Pérez et al 2022). En paralelo, también han existido diversas publicaciones divulgativas y educativas dirigidas a una mayor concienciación sobre la conservación de la especie y de su hábitat (Ferrer-Castán 1995, Esteve-Selma et al. 2013, Pina-Mingorance & Martínez-González 2019, Esteve-Selma et al. 2019).

Precedido de los primeros esfuerzos de repoblación realizados bajo el marco del “Proyecto Araar” (ANSE 1989) y de los trabajos académicos de Guerra et al. (1990) y López-Hernández (2000), puede considerarse el “Plan de Conservación de *Tetraclinis articulata*” (Esteve & Miñano 2010) como el primer estudio completo y riguroso sobre el estado de conservación de las poblaciones silvestres de la especie en la Europa continental. En este documento se describe la dinámica poblacional y el estado de conservación de las principales localidades en las que *T. articulata* se encuentra presente, se detalla el desarrollo de los primeros modelos demográficos, se describe el área de distribución efectiva y potencial de la especie, se enumeran sus principales factores de amenaza (incendios, pastoreo, competencia con *Pinus halepensis* y cambio climático) y se apuntan medidas para su conservación. El Plan de Conservación facilitó el desarrollo de distintos proyectos y actuaciones de conservación, desarrolladas principalmente bajo el marco del instrumento financiero europeo LIFE. Como parte de los resultados del proyecto “LIFE-*Tetraclinis*-Europa: Conservation of hábitat 9570\* *Tetraclinis articulata* forest in the european continent”, desarrollado desde junio de 2014 a noviembre de 2019, todos estos aspectos se ven recogidos y ampliados en la obra “*Tetraclinis articulata*:

*Biografía, ecología, amenazas y conservación*” (Esteve-Selma et al. 2017a), que incluye capítulos dedicados a la presencia paleobotánica de la especie en la Península Ibérica y a la descripción de sus poblaciones en el norte de África. La información recopilada durante el desarrollo de este proyecto ha sido posteriormente empleada para el desarrollo del “*Manual de Evaluación y Gestión del Hábitat 9570\*: bosques de Tetraclinis articulata*” (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), así como para la elaboración de otros estudios científicos y técnicos entre los que se encuentra la presente tesis doctoral.

## 2. OBJETIVOS

Los objetivos de esta tesis doctoral se plantean desde un enfoque multidisciplinar, que abarca tanto la experimentación científica como la aplicación práctica del conocimiento adquirido mediante modelizaciones y su proyección en medidas concretas de gestión. Por un lado, desde el punto de vista de la ecología, se estudian los parámetros demográficos clave de la especie y su implementación en modelos dinámicos que posibiliten la simulación de diferentes escenarios de competencia y perturbación. En segundo lugar, se desarrolla la aplicación práctica de estos resultados hacia tareas de planificación y gestión del hábitat de la especie y de sus poblaciones en el sureste ibérico.

En definitiva, los principales objetivos a desarrollar durante los capítulos posteriores son los siguientes:

1. Determinar los parámetros básicos que regulan la dinámica demográfica de *Tetraclinis articulata* en sus poblaciones de Europa continental, situadas en el SE de la Península Ibérica.
2. Desarrollar un modelo demográfico simplificado de una población tipo basado en sistemas dinámicos y alimentado por tasas y variables relativamente sencillas.
3. Simular los efectos de las perturbaciones más frecuentes sobre el modelo base y observar sus efectos en la respuesta demográfica de la especie.
4. Investigar la respuesta observada de *T. articulata* respecto a la disminución de la competencia ecológica con *P. halepensis*.
5. Evaluar la idoneidad y sensibilidad del Índice de Calidad del Hábitat de *T. articulata*.
6. Desarrollar un análisis coste-efectividad basado en los cambios observados en la calidad del hábitat que permita orientar la toma de decisiones de gestión.

## Capítulo 1. Introducción y Objetivos

7. Desarrollar propuestas técnicas de gestión que faciliten la transición hacia sistemas forestales más resilientes ante los efectos de las sequías severas en el contexto de cambio climático.

Los objetivos 1, 2 y 3 se abordan en el primer capítulo de resultados y discusión (modelización demográfica de una población tipo). El segundo capítulo de resultados y discusión (ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental) intenta resolver el objetivo 4. Los objetivos 5 y 6 se consideran en el tercer capítulo de resultados y discusión (evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste-efectividad en medidas de gestión). En el cuarto capítulo de resultados y discusión (propuesta de trayectorias para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*) se trata el objetivo 7. Por último, se realiza una discusión general de los aspectos transversales a todos los capítulos de resultados y se enumeran finalmente las conclusiones de todos ellos.

## CAPÍTULO 2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA GENERAL

Debido a que cada uno de los posteriores capítulos de resultados posee su propio apartado donde se describe la metodología específica del estudio realizado, en este capítulo describiremos los aspectos comunes en el conjunto de esta tesis.

### 1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio empleada en los siguientes capítulos, comprende algunas de las principales formaciones montañosas de la Sierra de Cartagena-La Unión (Figura 5). Esta sierra comprende unos 44 kilómetros de este a oeste a lo largo del litoral entre Cabo de Palos y La Azohía (Esteve-Selma et al. 2013). Forma parte de las Cordilleras Béticas y su geología se compone de materiales del Triásico inferior (conglomerados, areniscas y arcillas rojas), metamórficos del Carbonífero, intrusiones de materiales magmáticos y otros procedentes del Cuaternario. El clima, de tipo mediterráneo semiárido, se caracteriza por presentar escasas precipitaciones en un rango muy variable de entre 200-400 mm, marcado por la existencia de un gradiente de aridez que se incrementa de este a oeste (Ferre-Castán et al. 1997). Si bien el aporte hídrico por precipitación directa puede resultar limitado, recientes estudios apuntan a que las criptoprecipitaciones en forma de niebla pueden llegar a jugar un papel muy relevante (Estrela et al. 2019).

Sus particularidades orográficas y climatológicas y su ubicación geográfica hacen de estas sierras un auténtico punto caliente de biodiversidad para la Europa continental, como atestigua la elevada presencia de iberoafricanismos, entre los que se encuentra *Tetraclinis articulata*, y varios endemismos (Alcaraz 1984). Cuentan además con más de cuarenta especies vegetales amenazadas (Sánchez et al. 2002, Esteve-Selma et al. 2013), pertenecientes a grupos tan dispares como los helechos, ciertos geófitos, numerosos caméfitos y fanerófitos iberoafricanos, o los propios endemismos locales y murciano-almerienses.

## Capítulo 2. Área de estudio y metodología general



Figura 5. Localización de las principales formaciones montañosas de la Sierras de Cartagena y La Unión y ubicación (rectángulos) de las zonas de estudio: ES6200024 Monte Roldán (izquierda) y ES6200001 Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila (derecha). Fuente original: OpenTopo.

En el ámbito forestal, los sistemas esclerófilos y perennifolios de estas sierras se encuentran dominados por *Pinus halepensis*, especie que hasta ahora ha limitado el desarrollo de los sabinares de *T. articulata* (Nicolás et al. 2004, Moya-Pérez et al. 2021). Jugando un papel menor, pueden encontrarse pequeñas formaciones de *Olea europaea* var. *sylvestris* o, siendo aún más escasas, manchas de *Quercus rotundifolia*. Estos sistemas se encuentran inmersos en un mosaico compuesto por diversas especies arbustivas (*Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lycioides*, *Calicotome intermedia*, *Chamaerops humilis*, *Periploca angustifolia*, *Maytenus senegalensis*), matorrales de *Salvia rosmarinus*, jarales de *Cistus spp.*, espartales de *Macrochloa tenacissima* y pastizales secos de *Brachypodium retusum*. Se han descrito en esta zona 24 hábitats naturales (Esteve-Selma et al. 2013), de los cuales 5 son prioritarios para su conservación por la Comunidad Europea (códigos de hábitat 1510, 5220, 6110, 6220 y 9570). Otros aspectos de las comunidades vegetales de estas sierras, como la relación entre los factores ambientales y los cambios en la composición de especies, su patrón corológico o la variación en la riqueza de especies, han sido descritos detalladamente para el área de estudio (Ferrer-Castán & Vetaas 2003).

La biodiversidad de estas sierras es tal que albergan actualmente 4 Zonas de Especial Conservación (ES6200015 La Muela y Cabo Tiñoso, ES6200024 Cabezo de Roldán, ES6200025 Sierra de la Fausilla, ES6200001 Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila), 2 Zonas de Especial Protección para las Aves (ES0000264 La Muela-

Cabo Tiñoso, ES0000199 Sierra Fausilla) y 2 Espacios Naturales Protegidos (EN0000012 La Muela y Cabo Tiñoso y Roldán, ENP000005 Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila), las cuales se enmarcan dentro del Área de Planificación Integrada API008.

## **2. ASPECTOS METODOLÓGICOS COMUNES**

Para la georreferenciación de parcelas de seguimiento y de ejemplares de *T. articulata* se ha utilizado un dispositivo gps Garmin eTrex 30x. Los datos referentes a tecnología LiDAR y modelos digitales de elevaciones se han descargado de la página web del Centro Nacional de Información Geográfica (<https://centrodedescargas.cnig.es/>). Las imágenes LANDSAT se han descargado del portal de datos USGS Earth Explorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Para el manejo de los datos LiDAR se ha utilizado el software FUSION. Para el tratamiento estadístico de los datos se ha usado el software R. Toda la cartografía y los mapas empleados en las figuras de esta tesis doctoral se han generado mediante el software QGIS. La Tabla 1 muestra los principales enfoques metodológicos empleados en los posteriores capítulos de resultados y discusión, que serán desarrollados y detallados en su respectivo capítulo. Las salidas de los principales análisis y modelos de cada capítulo de resultados se recogen en el Anexo.

Capítulo 2. Área de estudio y metodología general

Capítulo	Enfoque metodológico
Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)	Modelado mediante el software Vensim (Ventana Systems). Análisis de sensibilidad de las principales variables implicadas.
Ensayo sobre la competencia interespecífica <i>Pinus-Tetraclinis</i> mediante un diseño experimental	Diseño experimental mediante una aproximación basada en análisis BACI. Estudio de los cambios en el estado reproductivo mediante modelos GLM binomiales y de la actividad demográfica mediante GLM binomial negativo. Aplicación del modelo desarrollado en el capítulo anterior.
Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de <i>Tetraclinis articulata</i> y análisis coste-efectividad en medidas de gestión	Estudio de las correlaciones y análisis de componentes principales de las variables implicadas en el índice. Aproximación ANOVA y <i>t-test</i> para el estudio de posibles diferencias significativas. Modelización lineal para el análisis coste-efectividad.
Propuesta de trayectorias para la mejora del hábitat de <i>Tetraclinis articulata</i>	Aproximación basada en la aptitud de cada área según modelos de probabilidad de presencia y de supervivencia de repoblaciones de <i>Tetraclinis articulata</i> , de decaimiento de <i>Pinus halepensis</i> y de densidad de <i>Periploca angustifolia</i> .

Tabla 1. Aproximaciones metodológicas generales empleadas en los capítulos de resultados y discusión.

### CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (I): MODELIZACIÓN DEMOGRÁFICA DE UNA POBLACIÓN TIPO (EL MADROÑAL)

#### 1. INTRODUCCIÓN

La modelización de las dinámicas demográficas de una población de plantas puede entenderse como una abstracción simplificada de sistemas más complejos que resulta de utilidad para su comprensión, así como para la proyección de su comportamiento futuro y la toma de decisiones para su gestión (Iriondo et al. 2009). Durante las últimas décadas, los modelos matriciales han sido ampliamente utilizados para el estudio de las dinámicas forestales (Liang & Picard 2013). El proceso de modelización suele requerir de grandes cantidades de datos o características complejas de precisar tales como etapas demográficas crípticas (Kalisz & McPeck 1992), interacciones ecológicas (Alvarez-Buylla 1994, Lindermayer et al. 2000) y variaciones de las tasas demográficas (Horvitz & Schemske 1995, Bierzychudek 1999). Si bien es cierto que los modelos matriciales han sido objeto de crítica debido a parecer relativamente simples (Beissinger & Westphal 1998; Bierzychudek 1999; Coulson et al. 2001, Crone et al. 2011), las aproximaciones obtenidas a través de ellos resultan de extrema utilidad para el desarrollo de planes de gestión y conservación (Menges 2000, Caswell, 2001, García & Iriondo 2002, Crone et al. 2013).

En el ámbito de la ecología forestal, se han empleado modelos matriciales para el estudio de los procesos de sucesión natural (Manders 1987, Huenneke & Marks 1987, Alvarez-Buylla & Slatkin 1994, Liang et al. 2005), de la biodiversidad (Liang & Zhou 2010) y de las perturbaciones naturales (Price & Bowman 1994, Hoffmann 1999). Los lentos cambios de las tasas demográficas de las poblaciones arbóreas en ausencia de perturbaciones posibilitan el desarrollo de modelos precisos que diversos autores han utilizado para proyectar tendencias demográficas (Olmste & Alvarez-Buylla 1995, Schwartz et al. 2000, Kohira & Ninomiya 2003, Kwit et al. 2004).

En el norte de África, donde se sitúa la mayor parte de las poblaciones de *Tetraclinis articulata*, la atención a la modelización demográfica ha sido prácticamente nula. Únicamente se disponen de algunos estudios fragmentarios dirigidos a estimar las tasas de reclutamiento o el crecimiento medio anual (Terras et al. 2008, Hadjadj-Aoul et al. 2009, Sghaier et al. 2015, Dallahi et al. 2017), que pueden servir como información complementaria o de referencia para las poblaciones europeas de esta especie.

### Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

La primera aproximación a la modelización demográfica de una población europea de *Tetraclinis articulata* adoptó un enfoque de modelo matricial clásico que representaba el ciclo de vida de la especie como un diagrama compuesto por clases poblacionales y tasas de transferencia (Esteve & Miñano, 2010). Para la caracterización de las clases de edad, los parámetros seleccionados fueron la altura y el diámetro del tronco principal. Este primer trabajo establecía a su vez que tanto la madurez reproductiva como la producción de semilla dependen del diámetro del tronco principal y del fenómeno conocido como vecería. En una segunda aproximación, se determinaba que el número de ejemplares reproductivos y las precipitaciones invernales resultan claves para el reclutamiento de nuevas plántulas (Esteve-Selma et al. 2017a). De esta forma, aquellas variables y parámetros relacionados con la madurez reproductiva, la producción de estróbilos, la cantidad de semilla disponible y con el reclutamiento neto de nuevos ejemplares serían claves para la dinámica demográfica de la especie. A su vez, estos estudios posteriores relacionaban el debilitamiento de la competencia ecológica con *Pinus halepensis* debido a episodios de mortalidad por sequía con incrementos en el número de reclutas por adulto.

El modelo desarrollado en este trabajo toma un enfoque hacia los sistemas dinámicos empleando una serie de tasas demográficas y submodelos para simular el crecimiento demográfico experimentado durante los últimos 60 años de una población tipo bien conocida que se encuentra en competencia ecológica con *Pinus halepensis*. En publicaciones anteriores del grupo de investigación de Ecosistemas Mediterráneos de la Universidad de Murcia (Esteve-Selma et al. 2017a, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019) se aportan de manera convenientemente justificada algunas de las tasas que pueden incorporarse a la parametrización de modelos demográficos. No obstante, también se emplea nueva información obtenida tanto bajo el marco de la presente tesis doctoral como en los proyectos de investigación y gestión desarrollados en paralelo por nuestro grupo de investigación mediante el seguimiento de la población tipo sin presión antrópica. Además, se utilizará información recabada durante el seguimiento de otras poblaciones sometidas a perturbaciones tales como incendios y sobrepastoreo para simular los efectos de estos impactos sobre el modelo base.

Por tanto, los objetivos de este capítulo son:

1. Definir los parámetros básicos que regulan la dinámica demográfica de *Tetraclinis articulata* en sus poblaciones de Europa continental.

*Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

2. Crear un modelo demográfico sencillo para una población tipo basado en sistemas dinámicos y alimentado mediante tasas y variables relativamente sencillas.
3. Simular los efectos de las perturbaciones más frecuentes sobre modelo base para observar sus efectos en la respuesta demográfica de esta especie.

## **2. METODOLOGÍA**

### **2.1 Zona de estudio**

El paraje conocido como el Madroñal se encuentra ubicado al noreste del Monte de las Cenizas, dentro del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila. El núcleo poblacional de *T. articulata* localizado en esta zona se ha tomado como población tipo al no encontrarse sometido a presiones antrópicas, aunque sí que se haya en competencia directa con *Pinus halepensis*. En anteriores trabajos (Esteve-Selma et al. 2017a, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), esta población ha servido como referencia para la estimación de ciertos parámetros demográficos (tasas de crecimiento diamétrico, reclutamiento, mortalidad, edad de madurez y producción de semillas). Dentro de esta población, se ha seleccionado una subzona de 20.52 ha (Figura 6) debido a que contiene ejemplares ubicados en un rango de orientaciones que van desde norte hasta oeste y que se encuentran bajo diferentes grados de cobertura arbórea (de 0 a 100%).

### Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)



Figura 6. Ubicación de la zona de estudio del Madroñal (recuadro rojo) dentro del Parque Regional de Calblanque, Peña del Águila y Monte de las Cenizas (línea punteada).

#### 2.2 Parametrización del modelo demográfico

Para simular la evolución demográfica de la población de *T. articulata* localizada en la zona de estudio, se ha empleado una aproximación de modelado de sistemas dinámicos utilizando el software Vensim (Ventana Systems, 2023). Se ha optado por este método debido a su transparencia y a su relativa sencillez a la hora de plantear nuevos escenarios sobre un modelo base. Se trata de un modelo matricial desplegado en el que los pasos de tiempo son anuales y donde se ha optado por diferenciar a los ejemplares en función a su edad (de 0 a 100 años). Este modelo se construye basándose en las tasas demográficas propias de esta población (Tabla 2). A su vez, el modelo integra otros submodelos obtenidos a partir de datos registrados en diversos censos y muestreos realizados por el grupo de investigación de Ecosistemas Mediterráneos del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia durante las últimas décadas (Tabla 3).

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

Tasas	Valores	Unidades en el modelo	Fuente
Mortalidad ( <i>mr</i> )	0.6 hasta los dos años (brinzales), 0.005 de 3 a 10 años (juveniles) y 0.001 a partir de 11 años (preadultos y adultos)	año <sup>-1</sup>	Esteve-Selma et al. 2017a
Supervivencia ( <i>sr</i> )	$1 - mr$	año <sup>-1</sup>	Esteve-Selma et al. 2017a
Crecimiento diamétrico medio ( <i>ADI</i> )	0.46	cm·año <sup>-1</sup>	Esteve-Selma et al. 2017a, Terras et al. 2008
Vecería ( <i>masting constant</i> )	0.4423	adimensional	Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019
Reclutamiento medio ( <i>recruitment rate</i> )	0.006	brinzales·semillas <sup>-1</sup>	Esteve-Selma et al. 2017a
Semillas en cono ( <i>seeds in cone</i> )	5.5	semillas·conos <sup>-1</sup>	Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019

Tabla 2. Tasas utilizadas en la construcción del modelo demográfico.

Modelos	Relación	Ecuación
Diámetro ( <i>diam<sub>n</sub></i> )	Suma del crecimiento diamétrico medio anual y el diámetro de la clase de edad inmediatamente anterior	$(ADI \times Time\ step) + diam_{n-1}$
Madurez reproductiva ( <i>matmod<sub>n</sub></i> )	GLM binomial (n=919). Estima la probabilidad de alcanzar la madurez reproductiva a partir del diámetro ( <i>p</i> -valor < 0.001, devianza absorbida 26.92%)	$\frac{\exp(-4.1488 + (0.28479diam_n))}{(1 + \exp(-4.1488 + (0.28479diam_n)))}$

Modelos	Relación	Ecuación
Reproducción efectiva ( $Tmat_n$ )	Adultos totales de cada clase de edad multiplicados por la constante de vecería	$matmod_n \times masting\ constant$
Producción de conos ( $Tcones_n$ )	Modelo lineal (n=70) que relaciona el número de conos producidos por cada ejemplar con su diámetro y la cobertura arbórea (p-valor < 0.001, R <sup>2</sup> ajustada 0.2085). El valor de cobertura media del dosel forestal se ha estimado mediante LiDAR en 48.37% para la zona de estudio	$-34.147 + (94.756diam_n) - (19.579cover)$
Semillas producidas ( $Tseeds_n$ )	Número de semillas producidas para cada clase de edad según el número total de conos producidos por los adultos efectivos. La media de semillas que contiene cada cono ( <i>Seeds in cone</i> ) es de 5.5 (ver Tabla 1)	$Tcones \times Seeds\ in\ cone$
Reclutamiento efectivo ( <i>Recruitment</i> )	Expresado como el producto del número total de semillas producidas por el valor de la tasa media de reclutamiento	$\sum(Tseeds_n) \times recruitment\ rate$

Tabla 3. Submodelos integrados en el modelo demográfico.

### 2.3 Modelo demográfico base

El modelo se ha construido bajo unos criterios de simplicidad que permitan su fácil comprensión (Saysel & Barlas, 2006). Los ejemplares de cada clase de edad (brinzales, juveniles y adultos) poseen una tasa de mortalidad y un diámetro promedio relacionado con la tasa de crecimiento diamétrico (Tablas 2 y 3). La madurez reproductiva de los ejemplares adultos se encuentra directamente relacionada con el diámetro de su tronco principal. El número de reproductores efectivos se calcula como el producto de los ejemplares maduros por la tasa de vecería. A estos ejemplares se les aplica el modelo de

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

producción de conos, que depende del diámetro y de la cobertura del dosel forestal (valor promedio de 48.37%). Por último, el reclutamiento efectivo (entendido como aquellas semillas que dan lugar a nuevos brinzales) depende del total de semillas producidas y de la tasa de reclutamiento. En la Figura 7 se muestra un esquema simplificado del proceso seguido en la construcción del modelo demográfico de *T. articulata*.

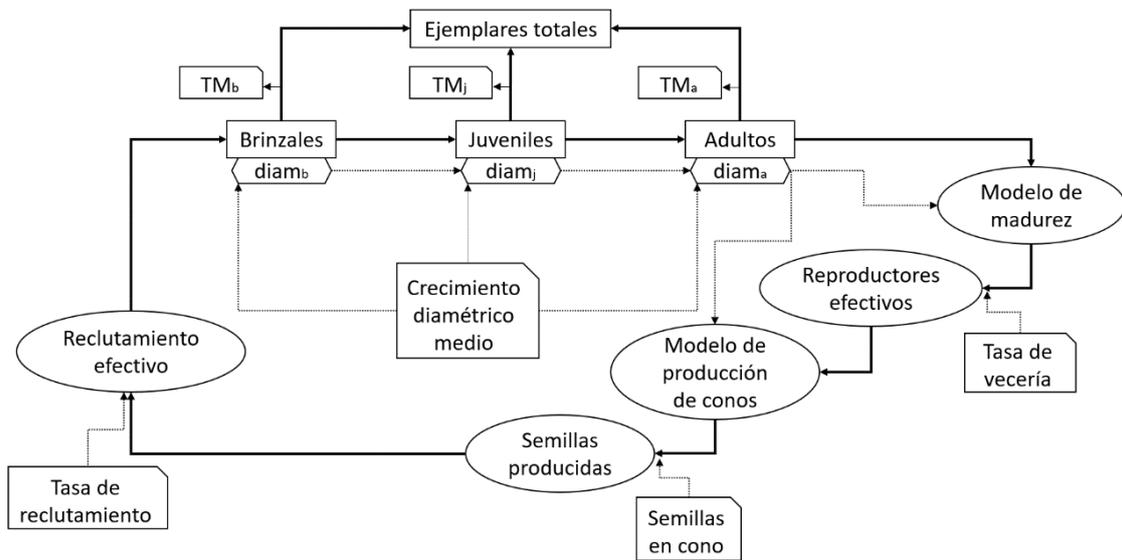


Figura 7. Esquema del modelo demográfico. Las figuras rectangulares representan los ejemplares de cada clase demográfica (variables de stock), las hexagonales los diámetros asociados a cada clase ( $diam$ ), las ovaladas a los modelos integrados (parámetros) y las rectangulares sin esquina a las tasas (variable de flujo).

El modelo se alimenta con los datos obtenidos por el grupo de investigación de Ecosistemas Mediterráneos del Departamento de Ecología durante el censo de 2010 y el muestreo de 2021. Estos datos indican que la población ubicada en la localización de estudio se componía de unos 25 ejemplares en 1960, por lo que esa es la cifra inicial. En el censo de 2010, el número de ejemplares se incrementa hasta alcanzar los 2356. En 2021 se realiza un muestreo sobre 30 parcelas de 30x30 m, ocupando una superficie total de 2.7 ha. Para ello, se aplica el método de selección aleatoria en QGIS sobre una rejilla que incluye a la población censada en la década anterior (Figura 8).

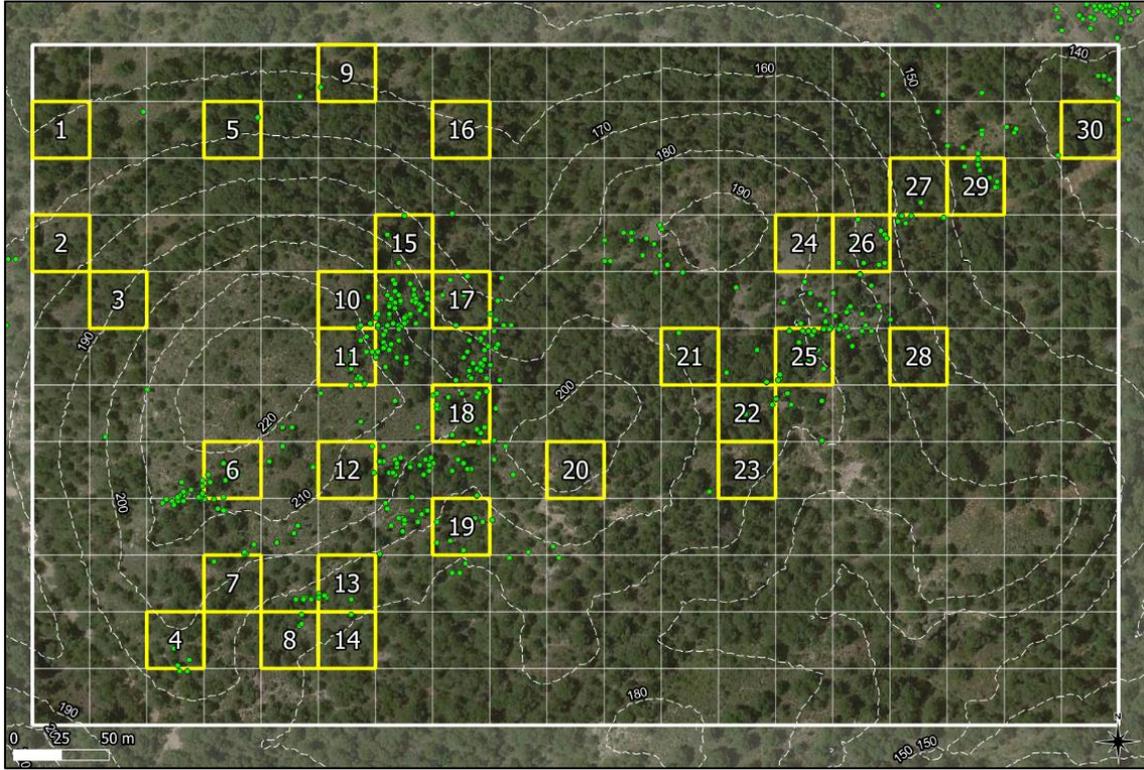


Figura 8. Selección aleatoria de las parcelas de muestreo de 2021. Los puntos verdes representan la ubicación de ejemplares de *T. articulata* georreferenciados durante 2010.

## 2.4 Análisis de sensibilidad

Los análisis de sensibilidad se emplean para calibrar la robustez y el rango de incertidumbre del modelo demográfico. Estos análisis se han llevado a cabo sobre los parámetros modificables más sensibles del modelo mediante el software Vensim (Ventana Systems, 2023). Para ello, se efectuaron 1000 simulaciones modificando las tasas de las que se dispone información sobre su rango de variación: crecimiento diamétrico, vecería, reclutamiento y número de semillas dentro del cono (Esteve-Selma et al. 2017a y Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). El rango de variación empleado en el caso del crecimiento diamétrico y la vecería es de un 25%. Para los rangos de variación de las tasas de reclutamiento y el número de semillas dentro del cono se ha recurrido al indicado en la bibliografía disponible.

El índice de sensibilidad (Jørgensen & Fath, 2011) se calcula mediante la fórmula:

$$S_{i,j} = \left( \frac{OM_{i,t} - Om_{i,t}}{Ob_{i,t}} \right) / \left( \frac{PM_j - Pm_j}{Pb_j} \right)$$

donde  $S_{i,j}$  es el índice de sensibilidad de la variable  $i$  respecto al parámetro  $j$ ;  $OM_{i,t}$  y  $Om_{i,t}$  son los valores máximo y mínimo de la variable objetivo  $i$  a tiempo  $t$ ;  $Ob_{i,t}$  es el valor que devuelve el modelo para la variable  $i$  a tiempo  $t$ ;  $PM_j$  y  $Pm_j$  son respectivamente los

valores máximo y mínimo del parámetro  $j$ ; y  $Pb_j$  es el valor del parámetro  $j$  empleado en el modelo.

El coeficiente de variación para cada tasa se calcula mediante la fórmula:

$$CV_{it} = \left( \frac{OM95_{it} - Om95_{it}}{\bar{O}_i} \right)$$

donde  $CV_{it}$  es la variación relativa de la tasa  $i$  respecto a su valor medio en tiempo  $t$  bajo unos márgenes de confianza del 95% (Ford & Flynn, 2005);  $OM95_{it}$  y  $Om95_{it}$  son los valores máximo y mínimo de la tasa  $i$  en el tiempo  $t$  usando unos márgenes de confianza del 95%; y  $O_i$  es el valor medio de la tasa  $i$ .

## 2.5 Simulación de escenarios de perturbación

Además del escenario básico en el que se simula la evolución demográfica de una población natural sin otras presiones que la competencia espacial media con *Pinus halepensis*, y aprovechando los datos obtenidos por el Departamento de Ecología durante las últimas décadas, se han desarrollado dos escenarios hipotéticos basados en las perturbaciones más frecuentes a las que se ve sometida esta especie en la cuenca mediterránea: los incendios y el pastoreo (López-Hernández et al. 1995, Terras et al. 2008, Hadjadj-Aoul et al. 2009, Haddouche et al. 2011, Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018). Estos escenarios siguen el esquema básico anteriormente representado en la Figura 7, modificando los valores de las tasas (Tabla 4) en función de la información obtenida durante el transcurso del proyecto LIFE *Tetraclinis* durante el periodo 2014-2019 (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019) y de otros muestreos posteriores realizados entre 2020 y 2021.

Las modificaciones realizadas para el escenario de incendio forestal se fundamentan en la información recabada desde el último gran episodio sufrido en el Parque Regional que afectó al 34% de la población de *T. articulata* el 18 de agosto de 2011. El incendio no llegó a extenderse a la población del Madroñal debido a que se logró controlar a unos 400 metros de la misma. En las poblaciones inmediatas que sí resultaron afectadas y aún se encuentran en vías de recuperación, se han registrado crecimientos diamétricos ligeramente superiores a partir del rebrote basal, una disminución drástica de la tasa de reclutamiento y una menor cantidad de semilla disponible. A este respecto, el rebrote registrado en la práctica totalidad de los ejemplares muestreados tras el incendio fue únicamente de tipo basal (85.57%), lo que provoca que se retrase el inicio de la producción de estróbilos y disminuye la dispersión de la semilla (López-Hernández et al.

*Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

1995, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018). Los ajustes del escenario de pastoreo se basan en la información disponible de la localidad de El Sabinar, sometida a los efectos del pastoreo desde 1975 hasta 2017 (Esteve-Selma et al. 2017a). En este caso, tanto el crecimiento diamétrico como la tasa reclutamiento se ven afectados por el ramoneo y quedan casi paralizados (Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017), no viéndose afectada del mismo modo la capacidad de generación de conos reproductivos en los ejemplares adultos.

<b>Variables modificadas</b>	<b>Incendio</b>	<b>Pastoreo</b>
Crecimiento diamétrico medio (ADI)	0.46 (hasta 2010) 0.4893 (desde 2011)	0.46 (adultos) 0.02 (brinzales y juveniles desde 1975 a 2017)
Reclutamiento medio (recruitment rate)	0.006 (hasta 2010) 0 (desde 2011 hasta 2012) 0.0005 (desde 2013)	0.006 (hasta 1974) 0.00015 (desde 1975 hasta 2017) 0.006 (desde 2018)
Semillas producidas	Igual que en el modelo base (hasta 2010) 0 (desde 2011 hasta 2012) 60% (desde 2013)	Igual que en el modelo base

Tabla 4. Modificaciones efectuadas al valor de las tasas para la parametrización de los escenarios de perturbación.

Además de la evolución poblacional derivada de la simulación de cada uno de los escenarios, se analizará la variación de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional  $r$  en periodos de 4 años y el número de nuevos reclutas (brinzales de primer año) producidos por cada ejemplar adulto.

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 Parametrización del modelo base**

Los resultados del último muestreo realizado estiman que en 2021 ha existido un incremento poblacional en un factor de 2.54 (Tabla 5). Si se aplica ese factor a los 2356 ejemplares censados en 2010, se obtiene una cifra cercana a los 6000 ejemplares

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

(concretamente 5984). Estas cifras sobre el número de ejemplares presentes en 2010 y 2021 serán posteriormente utilizadas como referencias para la validación del modelo. Se ha realizado un análisis de regresión lineal para estudiar la relación entre la tasa intrínseca de crecimiento poblacional  $r$  y el número de ejemplares que contenía cada parcela en 2010 y no se ha encontrado una relación significativa ( $p$ -valor = 0.6605).

Parcela	2010	2021	$r$ (10 años)	Parcela	2010	2021	$r$ (10 años)
1	0	0	NA	16	0	0	NA
2	0	5	NA	17	10	32	11.63
3	0	0	NA	18	47	261	17.14
4	5	35	19.46	19	24	83	12.41
5	1	2	6.93	20	0	0	NA
6	18	33	6.06	21	1	1	0
7	1	9	21.97	22	10	28	10.30
8	3	6	6.93	23	0	0	NA
9	1	2	6.93	24	0	2	NA
10	17	10	-5.31	25	165	232	3.41
11	46	214	15.37	26	36	32	-1.18
12	2	19	22.51	27	1	4	13.86
13	5	7	3.36	28	0	2	NA
14	1	2	6.93	29	8	4	-6.93
15	3	3	0	30	1	3	10.99
$\Sigma 2010 = 406$				$\Sigma 2021 = 1031$			

Tabla 5. Ejemplares de *T. articulata* censados en las parcelas del Madroñal en 2010 y 2021. NA: no aplicable.

Los modelos de madurez reproductiva y la cantidad de conos producidos en relación al diámetro del tronco principal se han desarrollado a partir del estudio de 919 y 70 ejemplares, respectivamente. El modelo lineal generalizado (GLM) de madurez reproductiva alcanza un 26.92% de devianza explicada y un  $p$ -valor inferior a 0.001. El modelo lineal de producción de conos alcanza un  $R^2$  ajustada de 0.2085 y un  $p$ -valor inferior a 0.001. Este modelo incluye la cobertura arbórea como variable independiente, la cual se mantiene fija en un valor promedio de 48.37% para su implementación en el modelo demográfico. La Figura 9 muestra una representación gráfica de ambos modelos. Puede apreciarse que a partir de los 10 cm de diámetro es cuando verdaderamente se inicia la actividad reproductiva de esta especie, ya que la probabilidad de alcanzar la madurez

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

reproductiva resulta superior al 20% y el número de conos producidos comienza a ser significativo. Teniendo en cuenta un crecimiento diamétrico medio de  $0.46 \text{ cm} \cdot \text{año}^{-1}$ , esto supondría que los ejemplares de *T. articulata* de esta población iniciarían su etapa reproductora entorno a los 21-22 años de edad.

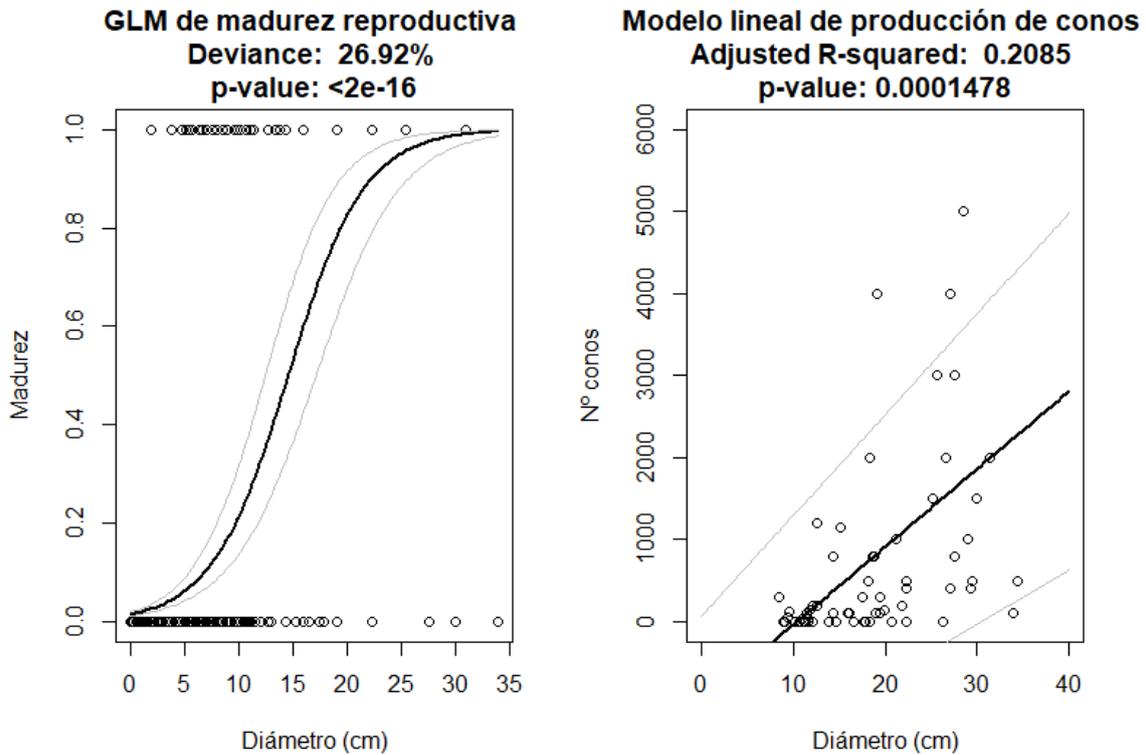


Figura 9. Modelos de probabilidad de madurez reproductiva (izquierda) y de producción de conos (derecha) en relación al diámetro del tronco principal. Las líneas grises representan el error estándar.

### 3.2 Modelo demográfico base

Tras un periodo de simulación de 61 años, el error del modelo demográfico base de la localidad del Madroñal se mantiene inferior al 10% respecto a los ejemplares estimados. El modelo alcanza los 6446 ejemplares al finalizar la simulación, lo que incrementa en un 7.72% la cifra estimada en 2021 mediante el muestreo aleatorio de parcelas (5984 ejemplares). El ajuste logrado para el año 2010 es incluso más preciso, resultando tan solo un 1.96% superior al número de ejemplares censados (2401 frente a 2356).

La Tabla 6 muestra la evolución demográfica simulada por el modelo según las siguientes clases de edad: brinzales (de 1 a 2 años), juveniles (de 3 a 10 años), preadultos (de 11 a 20 años) y adultos (21 años o más). Al finalizar el periodo de simulación, la

*Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

población está compuesta en un 47.55% de brinzales (3065), un 27.74% de juveniles (1788), un 15.45% de preadultos (996) y un 9.26% de adultos (597). Se puede apreciar que es entorno a la década de los 90 del pasado siglo cuando el número de brinzales comienza a ser superior al del resto de clases, viéndose exponencialmente incrementada esta diferencia a partir del año 2000. La Figura 10 presenta los resultados de forma gráfica y refleja el ajuste del modelo respecto a los datos censados y estimados.

<b>Año</b>	<b>Br</b>	<b>Juv</b>	<b>Pr</b>	<b>Ad</b>	<b>T</b>	<b>Año</b>	<b>Br</b>	<b>Juv</b>	<b>Pr</b>	<b>Ad</b>	<b>T</b>
1960	13	8	3	1	<b>25</b>	1991	178	95	54	45	<b>371</b>
1961	20	8	2	2	<b>32</b>	1992	198	105	58	49	<b>410</b>
1962	21	8	4	2	<b>35</b>	1993	221	117	62	53	<b>453</b>
1963	22	10	4	2	<b>38</b>	1994	247	130	68	57	<b>501</b>
1964	23	13	4	2	<b>42</b>	1995	275	145	74	62	<b>555</b>
1965	24	14	5	2	<b>46</b>	1996	306	161	80	67	<b>614</b>
1966	26	17	5	2	<b>49</b>	1997	340	180	88	72	<b>679</b>
1967	27	20	4	3	<b>54</b>	1998	377	200	97	78	<b>752</b>
1968	28	18	9	3	<b>58</b>	1999	418	223	106	84	<b>831</b>
1969	30	21	8	4	<b>62</b>	2000	463	248	118	90	<b>919</b>
1970	31	22	10	4	<b>67</b>	2001	511	276	130	98	<b>1015</b>
1971	33	23	12	4	<b>72</b>	2002	564	307	145	105	<b>1121</b>
1972	35	24	12	6	<b>77</b>	2003	621	340	161	114	<b>1236</b>
1973	37	25	15	6	<b>83</b>	2004	683	377	179	123	<b>1363</b>
1974	39	27	17	6	<b>90</b>	2005	751	417	199	134	<b>1501</b>
1975	42	28	19	7	<b>96</b>	2006	823	460	222	145	<b>1651</b>
1976	45	30	22	7	<b>104</b>	2007	902	508	247	158	<b>1815</b>
1977	48	32	25	7	<b>112</b>	2008	987	559	275	172	<b>1994</b>
1978	52	34	23	12	<b>121</b>	2009	1080	615	306	188	<b>2189</b>
1979	56	36	27	12	<b>130</b>	2010	1180	675	340	206	<b>2401</b>
1980	60	38	28	14	<b>140</b>	2011	1288	740	378	226	<b>2632</b>
1981	65	41	30	16	<b>152</b>	2012	1405	811	419	248	<b>2883</b>
1982	71	44	31	18	<b>164</b>	2013	1533	888	464	272	<b>3157</b>
1983	78	47	33	20	<b>178</b>	2014	1671	971	513	299	<b>3454</b>
1984	86	51	35	23	<b>194</b>	2015	1821	1061	566	330	<b>3778</b>
1985	94	55	37	26	<b>211</b>	2016	1984	1159	624	364	<b>4131</b>
1986	104	60	39	28	<b>231</b>	2017	2163	1264	687	402	<b>4516</b>
1987	116	65	41	31	<b>253</b>	2018	2358	1379	755	443	<b>4936</b>
1988	128	71	44	35	<b>278</b>	2019	2572	1504	829	490	<b>5395</b>
1989	143	78	47	38	<b>306</b>	2020	2807	1640	909	541	<b>5897</b>
1990	159	86	50	41	<b>337</b>	2021	3065	1788	996	597	<b>6446</b>

Tabla 6. Evolución demográfica del modelo base según clases de edad (Br: brinzales, Juv: juveniles, Pr: preadultos, Ad: adultos, T: totales)

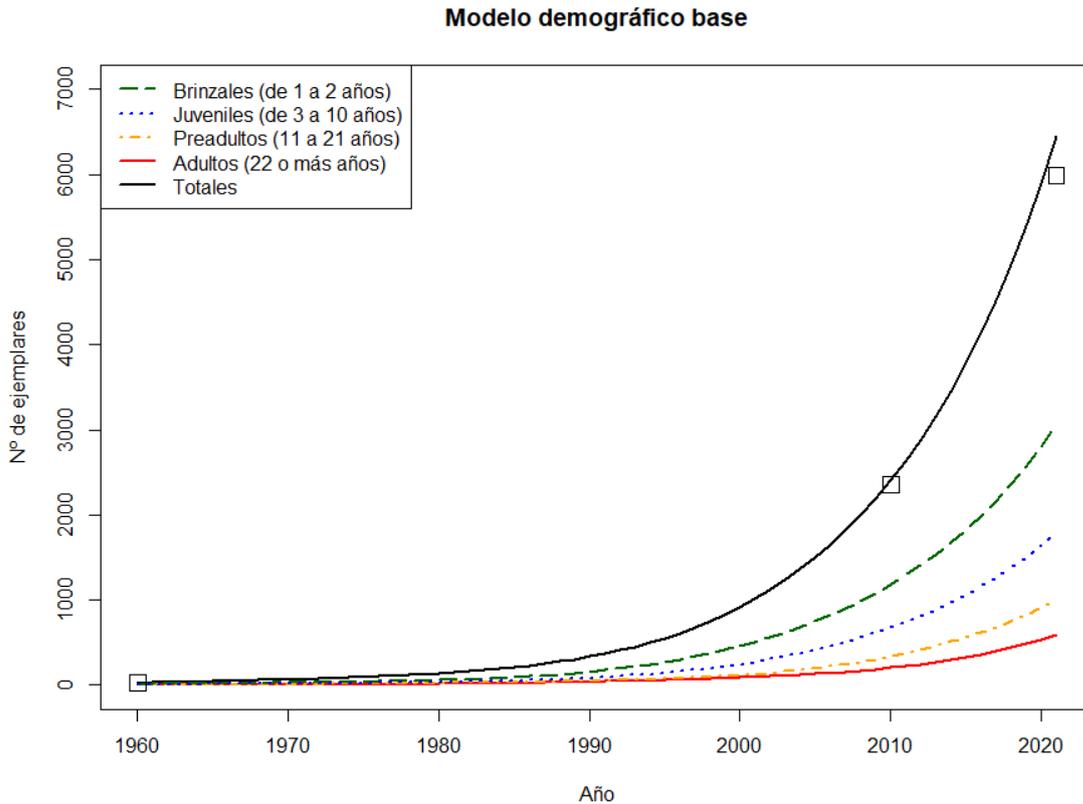


Figura 10. Modelo demográfico base para el núcleo poblacional de *Tetraclinis articulata* del Madroñal. Las figuras cuadradas representan los datos obtenidos a partir de los censos y muestreos realizados en la zona de estudio.

### 3.3 Análisis de sensibilidad

Los resultados obtenidos mediante el análisis del índice de sensibilidad indican que el modelo resulta muy sensible a las modificaciones de las tasas empleadas (Tabla 7), especialmente en el caso del crecimiento diamétrico medio que resulta en una variación extrema del tamaño poblacional (de 1462 a 23379 ejemplares). Las variaciones aplicadas al número medio de semillas contenidas en cada cono y a la tasa de reclutamiento también causan fluctuaciones relevantes del tamaño poblacional, siendo las modificaciones de la tasa de vecería las que afectan de manera menos intensa a este parámetro (Figura 11).

Tasas	Crecimiento diamétrico medio (ADI)	Vecería ( <i>masting constant</i> )	Reclutamiento ( <i>recruitment rate</i> )	Semillas en cono ( <i>seeds in cone</i> )
<b>Valor en el modelo</b>	0.46	0.4426	0.006	5.5
<b>Rango</b>	0.345-0.575	0.33-0.55	0.003-0.009	4-8

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

Tasas	Crecimiento diamétrico medio (ADI)	Vecería ( <i>masting</i> <i>constant</i> )	Reclutamiento ( <i>recruitment rate</i> )	Semillas en cono ( <i>seeds in cone</i> )
<b>Pob. Mín.</b>	1462	3923	2061	3761
<b>Pob. Máx.</b>	23380	9447	13230	12510
<b>Pob. Media</b>	8390	6487	6847	7713
<b>Mediana</b>	6446	6388	6446	7499
<b>Desviación estándar</b>	6123	1598	3246	2536
<b>Índice de sensibilidad</b>	680.01	172.28	173.31	186.73
<b>Coficiente de variación</b>	226.67	76.63	146.79	102.14

Tabla 7. Resumen de los resultados del análisis de sensibilidad.

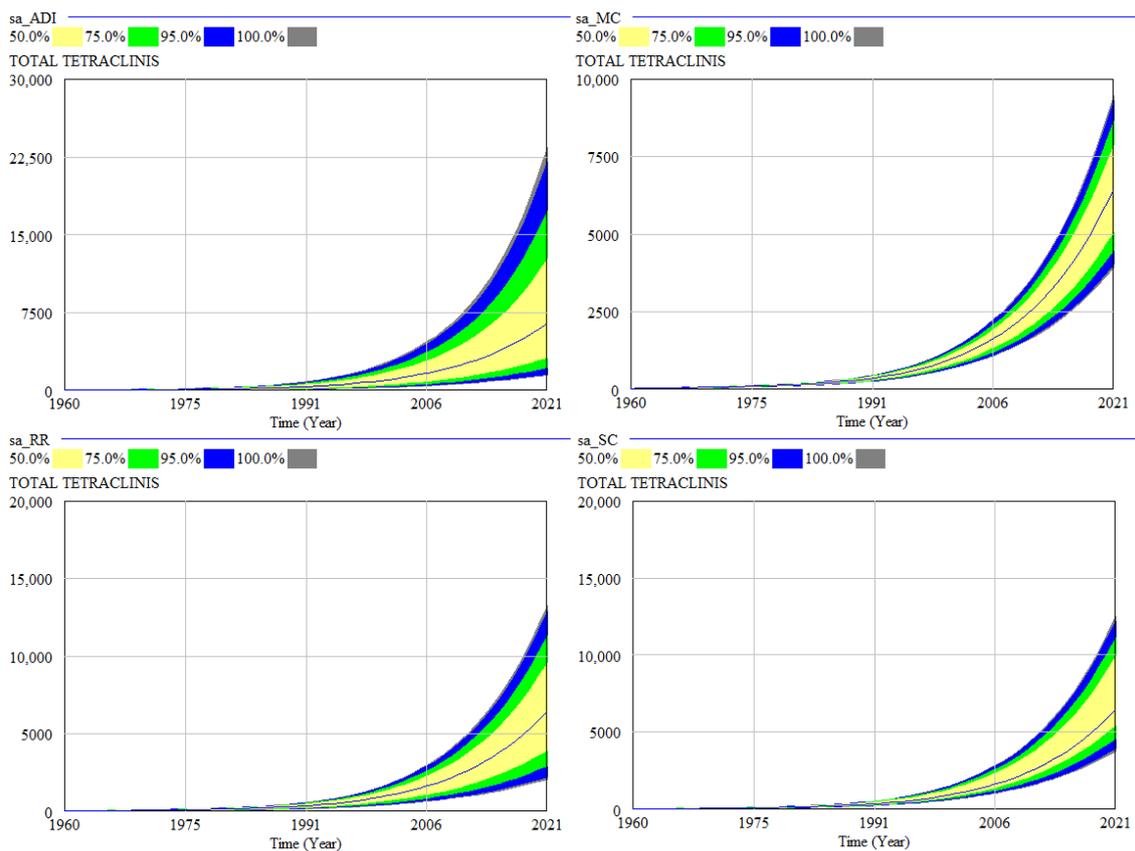


Figura 11. Efectos de la variación de las tasas empleadas en el análisis de sensibilidad sobre el tamaño poblacional. En cada gráfica, la línea azul representa la evolución de la población en el modelo base y las superficies coloreadas los intervalos de confianza (amarillo 50%, verde 75%, azul 95%, gris 100%). Sup. izda.: crecimiento diamétrico medio; sup. dcha.: constante de vecería; inf. izda.: tasa de reclutamiento; inf. dcha.: semillas en cono.

### 3.4 Simulación de escenarios de perturbación

Tras el periodo de simulación, ambos escenarios de perturbación resultan en un número inferior a los 2000 ejemplares para el año 2021 (Tabla 8). La representación gráfica de estos escenarios y sus diferencias respecto al modelo base pueden observarse en la Figura 12. Las modificaciones de las tasas aplicadas al escenario del incendio de 2011 resultan en una caída del número de ejemplares que culmina en 2013, año para el cual el escenario da un total de 1624 frente a los 3157 del modelo base (un descenso del 48.56%). Esta disminución está causada por la paralización hasta ese mismo año de la producción de semillas registrada en campo en las zonas afectadas por el fuego y por la mortalidad de los brinzales nacidos durante el año previo al incidente. La paulatina posterior regeneración del proceso reproductivo resulta en un ritmo de crecimiento poblacional ralentizado, obteniendo un total de 1870 ejemplares al final del periodo simulado lo que significa una reducción del 70.99% sobre el modelo base.

En el caso del escenario de pastoreo, la ínfima tasa de reclutamiento experimentada desde 1975 ( $0.00015 \text{ árboles} \cdot \text{semillas}^{-1}$ ) resulta en un crecimiento poblacional extremadamente reducido, alcanzando los 118 ejemplares de *T. articulata* en 2018. Además, el efecto del ramoneo en la disminución del crecimiento diamétrico de los ejemplares más jóvenes, que a su vez se ve arrastrado en su paso hacia las edades adultas, provoca que existan ejemplares en edad reproductiva con diámetros muy reducidos. Tal y como se aprecia en la Figura 9, tanto la probabilidad de alcanzar la madurez reproductiva como la cantidad de conos producidos se encuentran relacionados con el diámetro del tronco principal, por lo que el ramoneo causaría la aparición de ejemplares reproductivamente fosilizados o que nunca alcanzarían los tamaños necesarios para comenzar su actividad reproductiva. Tras la eliminación del pastoreo, estos ejemplares recuperarían la tasa de crecimiento diamétrico del modelo base, pero partirían de tamaños diamétricos inferiores a los que les correspondería por su edad. Sin embargo, tras la eliminación de los efectos del ganado se recuperan los valores base de la tasa de reclutamiento, causando un rápido incremento poblacional y alcanzando a 1217 ejemplares al finalizar el periodo de simulación (un 81.12% inferior respecto al modelo base).

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

Año	Base	IN	SP	Año	Base	IN	SP	Año	Base	IN	SP
1960	25	25	25	1981	152	152	65	2002	1121	1121	83
1961	32	32	32	1982	164	164	65	2003	1236	1236	85
1962	35	35	35	1983	178	178	65	2004	1363	1363	87
1963	38	38	38	1984	194	194	66	2005	1501	1501	88
1964	42	42	42	1985	211	211	66	2006	1651	1651	90
1965	46	46	46	1986	231	231	66	2007	1815	1815	92
1966	49	49	49	1987	253	253	67	2008	1994	1994	94
1967	54	54	54	1988	278	278	67	2009	2189	2189	96
1968	58	58	58	1989	306	306	68	2010	2401	2401	99
1969	62	62	62	1990	337	337	69	2011	2632	<b>2632</b>	101
1970	67	67	67	1991	371	371	70	2012	2883	1855	103
1971	72	72	72	1992	410	410	70	2013	3157	<b>1624</b>	106
1972	77	77	77	1993	453	453	71	2014	3454	1693	108
1973	83	83	83	1994	501	501	72	2015	3778	1725	110
1974	90	90	90	1995	555	555	73	2016	4131	1743	113
1975	96	96	<b>96</b>	1996	614	614	75	2017	4516	1762	116
1976	104	104	72	1997	679	679	76	2018	4936	1785	<b>118</b>
1977	112	112	65	1998	752	752	77	2019	5395	1810	713
1978	121	121	65	1999	831	831	78	2020	5897	1838	1020
1979	130	130	65	2000	919	919	80	2021	6446	1870	1217
1980	140	140	65	2001	1015	1015	81				

Tabla 8. Evolución demográfica de los modelos de perturbaciones respecto al modelo base (IN: incendio, SP: sobrepastoreo). En negrita se destacan los años en los que las tasas utilizadas en la parametrización de los modelos son modificadas para reflejar los efectos del impacto (ver Tabla 3).

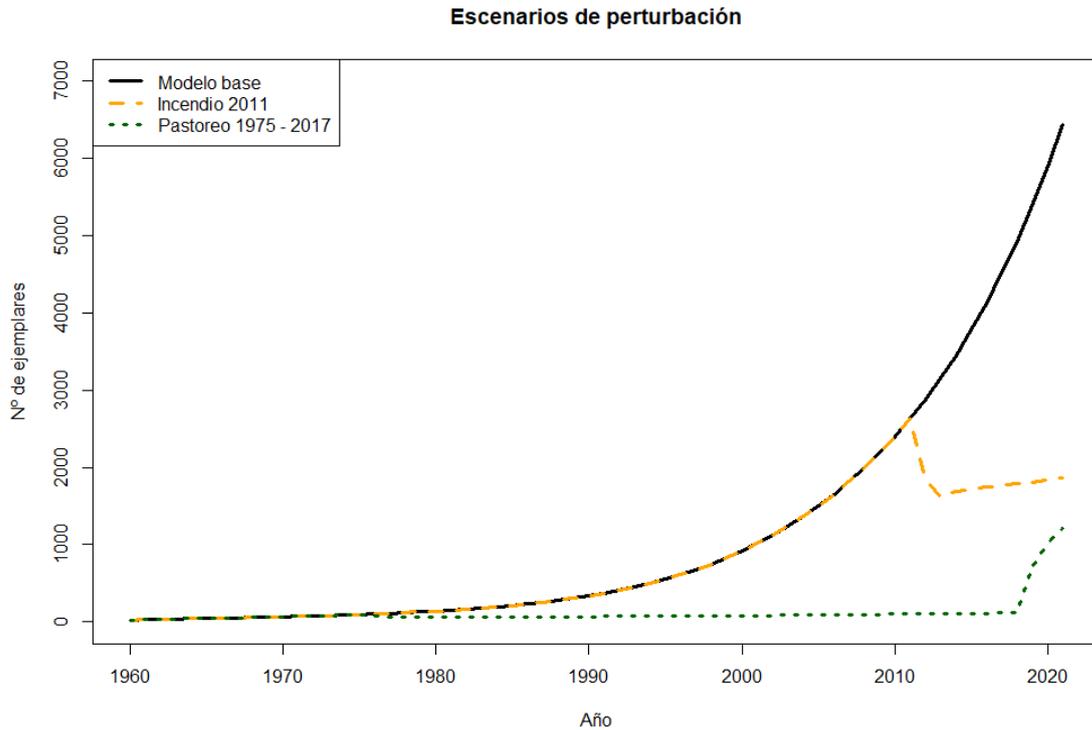


Figura 12. Número total de ejemplares obtenidos por el modelo base y por cada uno de los escenarios de perturbación.

Los patrones de comportamiento poblacional observados para cada escenario se reflejan en las variaciones de la tasa intrínseca de crecimiento  $r$  calculada para periodos de 4 años (Figura 13). La tasa del modelo base presenta ciertas variaciones durante el periodo de simulación (Tabla 9), viéndose su valor regulado en torno a 9 a partir de 2014. Los efectos de una tasa negativa a partir de 2011 en el escenario del incendio son acompañados en años posteriores por unos valores inferiores a 2, lo que resulta en un escaso y ralentizado incremento poblacional. En el escenario de pastoreo, a partir de 1975 los valores mínimos de  $r$  causan la práctica paralización del reclutamiento poblacional hasta la supresión de esta actividad en el año 2017. Durante los años posteriores se observa una fuerte aceleración del incremento poblacional que se ralentiza en el último periodo de la simulación.

Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

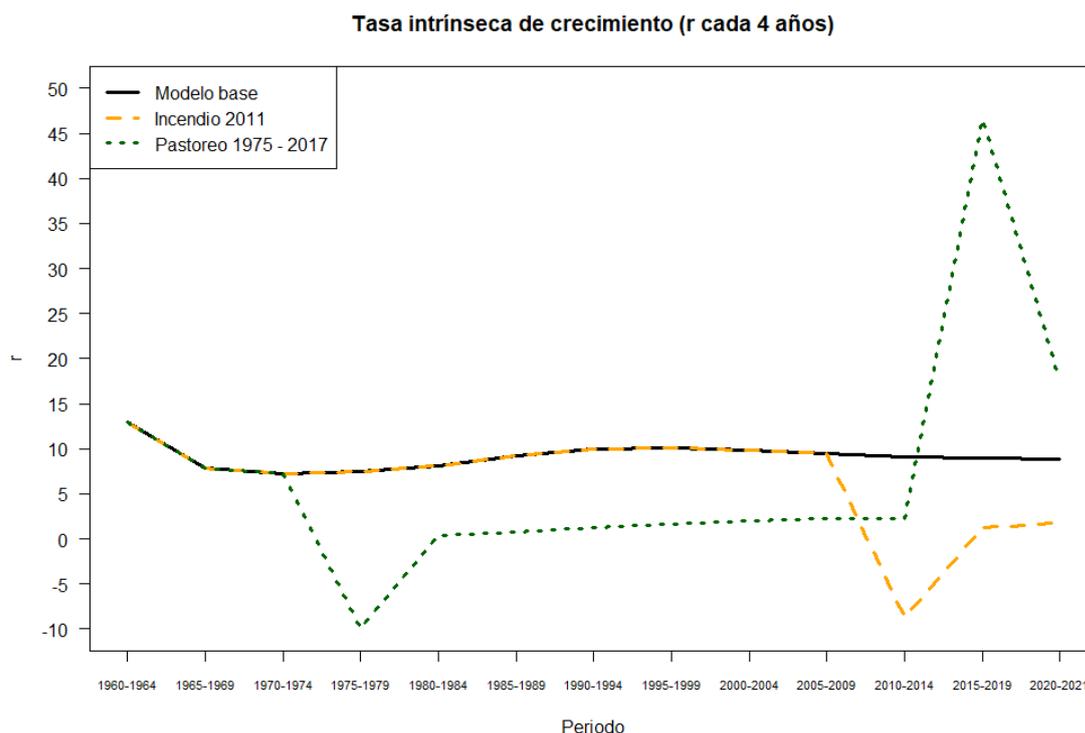


Figura 13. Evolución del promedio cada cuatro años de la tasa intrínseca de crecimiento (r) para el modelo base y los escenarios de perturbación.

Periodo	Base	Incendio 2011	Pastoreo 1975-2017
1960-1964	12.89	12.89	12.89
1965-1969	7.80	7.80	7.80
1970-1974	7.26	7.26	7.26
1975-1979	7.49	7.49	<b>-9.96</b>
1980-1984	8.11	8.11	<b>0.33</b>
1985-1989	9.21	9.21	<b>0.79</b>
1990-1994	9.96	9.96	<b>1.24</b>
1995-1999	10.11	10.11	<b>1.67</b>
2000-2004	9.85	9.85	<b>1.99</b>
2005-2009	9.44	9.44	<b>2.19</b>
2010-2014	9.09	<b>-8.73</b>	<b>2.27</b>
2015-2019	8.91	<b>1.20</b>	<b>46.62</b>
2020-2021	8.90	<b>1.72</b>	17.65

Tabla 9. Valores promedio cada cuatro años de la tasa intrínseca de crecimiento (r) para el modelo base y los escenarios de perturbación. En negrita se destaca el periodo donde las tasas utilizadas en la parametrización de los modelos son modificadas para reflejar los efectos del impacto (ver Tabla 3).

### Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

En el modelo base, el número de nuevos reclutas (brinzales de primer año) por cada ejemplar adulto presenta drásticas variaciones durante las dos primeras décadas de simulación (Figura 14), aunque su tendencia es descendente hasta llegar a su mínimo valor en 1986 (2.96 reclutas por adulto). A partir del año 2000, este valor oscila en torno a 4 reclutas por adulto. La simulación del escenario del incendio forestal muestra que tras sufrir la perturbación el número de reclutas por adulto se mantiene por debajo de 1. Por último, el escenario de pastoreo muestra una situación similar al caso anterior que se vería rápidamente revertida tras la supresión de la actividad ganadera.

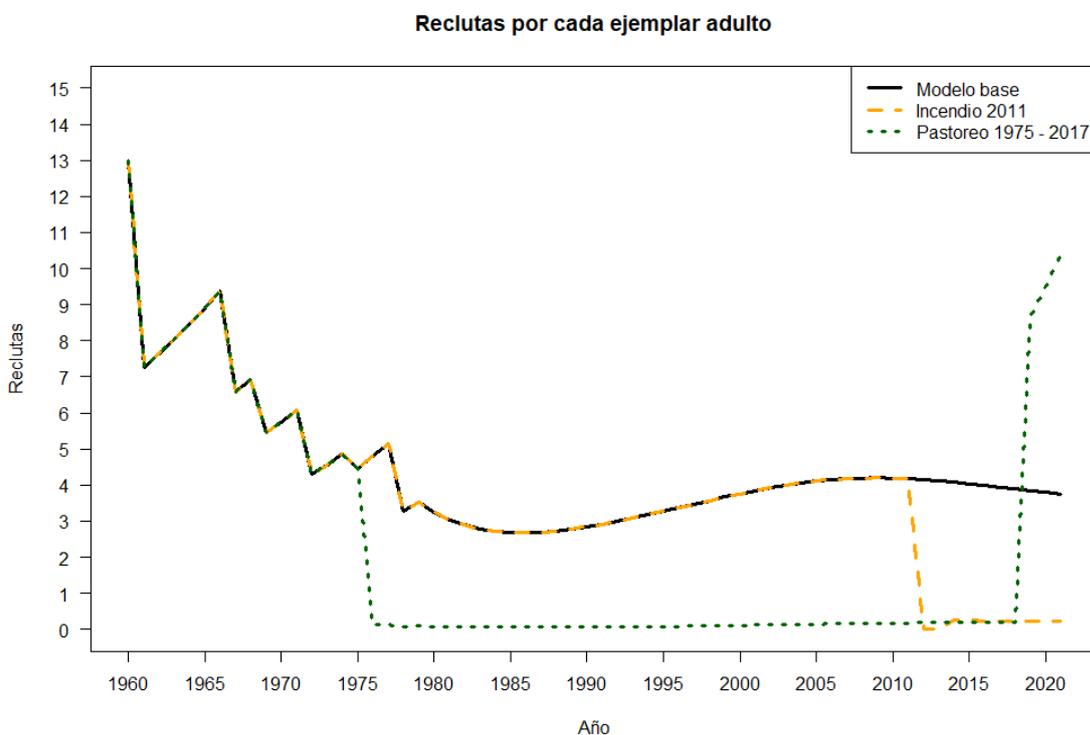


Figura 14. Evolución del número de reclutas anuales por cada ejemplar adulto en cada uno de los escenarios simulados.

#### 4. DISCUSIÓN

Para la parametrización de esta nueva aproximación desde los sistemas dinámicos hacia el modelado demográfico de la población tipo de *Tetraclinis articulata* ubicada en El Madroñal, se ha recurrido a la información bibliográfica disponible (Terras et al. 2008, Esteve et al. 2017, Esteve et al. 2019) y se han desarrollado nuevos submodelos de madurez reproductiva y producción de semillas a partir de los datos obtenidos durante las últimas décadas por este grupo de investigación. La relación positiva de estos submodelos con el incremento diamétrico de los ejemplares y la disminución del valor de la tasa de

### *Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

mortalidad conforme estos envejecen parecen encontrarse en concordancia con lo observado por otros autores en especies arbóreas (Minor & Kobe 2017, Minor & Kobe 2019, Hawkes 2000). Si bien se trata de un modelo relativamente simple, la desviación respecto a la población estimada en 2021 tras una simulación de más de 60 años resulta inferior al 10%, por lo que podríamos considerarlo como una aproximación aceptable a la evolución demográfica de la población estudiada. La desviación observada puede explicarse como el efecto de una detectabilidad imperfecta en los muestreos realizados, especialmente en el caso de los brinzales, que sería más elevado cuanto mayor sea la densidad de la población (Chen et al. 2012). Los resultados obtenidos por el análisis de sensibilidad sugieren que el conocimiento de las tasas implicadas en el modelado debe ser muy preciso, en especial en el caso del crecimiento diamétrico anual ya que de esta variable dependen a su vez los submodelos de madurez reproductiva y producción de semilla.

La curva del número total de ejemplares del modelo base mantiene una dinámica exponencial sin que se perciba ningún factor relevante que cause autoatenuación o competencia intraespecífica, lo que provocaría un comportamiento asintótico. La ausencia de relación entre las tasas intrínsecas de crecimiento medio y el tamaño poblacional de los núcleos reproductivos presentes en las cuadrículas de muestreo resulta coherente con la fase actual de crecimiento exponencial. No obstante, en algún núcleo especialmente denso se percibe una cierta moderación del crecimiento demográfico que podría conducir a un patrón asintótico en el futuro.

La parametrización del modelo podría adquirir mayor precisión si incluyésemos la proporción de conos afectados por el lepidóptero *Pseudococcyx tessulatana*, considerada como plaga en coníferas (Templado 1976). Recientemente se han realizado estudios que relacionan la afección por esta plaga con la producción de conos y con las dimensiones biométricas de ejemplares de *T. articulata* (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). Sin embargo, los efectos de este lepidóptero parecen ser más relevantes para los ejemplares más jóvenes y de menor producción, por lo que su inclusión en el modelo no debería resultar en cambios sustanciales de la dinámica demográfica general. Por otra parte, el carácter experimental de las tasas de reclutamiento empleadas para la parametrización del modelo ya asume de facto la reducción de las semillas disponibles. Lo mismo ocurre con el papel de las precipitaciones invernales y su influencia sobre las tasas anuales de reclutamiento, o con los efectos de la precipitación media anual sobre la producción de estróbilos (Esteve-Selma et al 2017a), ya que al

### Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)

emplear valores medios interanuales de reclutamiento se suavizan estas dinámicas irregulares o erráticas.

La producción de nuevos reclutas por adulto del modelo parece estabilizarse en torno a 4 ejemplares, lo que teniendo en cuenta las tasas de mortandad en las fases iniciales supondría unos 0.6 ejemplares juveniles netos por cada adulto. En ese caso, al contabilizar la población total existente la tasa de crecimiento intrínseco se acercaría al 9%, coincidiendo con las tasas estimadas en estudios previos (Esteve-Selma et al. 2017a). Por tanto, la dinámica de reclutamiento y la evolución demográfica de la población resulta dependiente del número de ejemplares de *Tetraclinis articulata* que llega a la madurez y se incorpora a la población efectiva (Esteve-Selma et al. 2018, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). En consecuencia, perturbaciones tales como los incendios, el sobrepastoreo o la competencia interespecífica acarrearán consecuencias directas sobre la demografía de la especie (Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018, Moya-Pérez et al. 2018, Moya-Pérez et al. 2021).

Aún no está claro cómo podrá afectar el cambio climático a factores críticos en la demografía de *T. articulata* como son el crecimiento diamétrico y la vecería. Estudios recientes prevén que los episodios de sequía extrema se sucedan con más frecuencia en la zona occidental de la cuenca mediterránea (Koutroulis 2019). Existen estudios que han registrado afección en el crecimiento de ciertas coníferas debido a las fluctuaciones climáticas (Barger & Woodhouse 2015, Redmond et al. 2017, Zsolnay et al. 2023), pero ninguno trata sobre esta especie en concreto. Otros autores indican que el crecimiento de las especies arbóreas no tiene porqué resultar proporcional al incremento en la disponibilidad de CO<sub>2</sub> atmosférico, ya que la disponibilidad de nutrientes actuaría como factor limitante (Hungates et al. 2003, Luo et al. 2004). Tampoco queda claro el papel que jugará el cambio climático en los ciclos de vecería (Kelly et al. 2013, Koenig et al. 2015, Wion et al. 2020).

Las proyecciones a escala regional realizadas bajo escenarios de cambio climático indica que, como consecuencia de eventos recurrentes de incendios y sequías, la relación de competencia ecológica en las poblaciones mixtas de *Pinus halepensis* y *Tetraclinis articulata* puede verse debilitada en favor de este último. Los modelos disponibles apuntan a un retroceso del pino carrasco (Esteve-Selma et al. 2018) y hacia un incremento del hábitat disponible para *Tetraclinis* (Esteve-Selma et al. 2012). La arquitectura hidráulica de *T. articulata* le otorga una importante capacidad de resiliencia frente a episodios de sequía (Oliveras et al. 2003). De esta manera, en un sistema de bosques

### *Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

mixtos *Pinus-Tetraclinis* como el expuesto en nuestro modelo base, los episodios de sequía debilitarían progresivamente al pinar y crearían nuevas oportunidades de expansión para la especie más resistente. De forma paradójica, los episodios de sequía podrían acarrear un incremento en la tasa de reclutamiento de *T. articulata*. Este tipo de escenario se simula en el siguiente capítulo.

Los resultados obtenidos mediante la simulación de escenarios de perturbación indican que tanto los incendios como el sobrepastoreo causan grandes impactos sobre la evolución demográfica de la población. Si bien la disminución del número final de ejemplares es menor en el caso del incendio, la recuperación de la dinámica reproductiva resulta mucho más rápida al cesar el sobrepastoreo. Esto puede explicarse debido a que la mayor parte de los ejemplares responden al fuego mediante un rebrote basal que retrasa y limita durante varios años la recuperación de la actividad reproductiva (López-Hernández et al. 1995, Moya-Pérez y Esteve-Selma 2018). Tal y como reflejan los valores obtenidos en la tasa intrínseca de crecimiento tras la aplicación de los impactos, el fuego puede ser entendido desde una perspectiva ecológica como un gran herbívoro (Bond & Keeley 2005). Aunque las especies mediterráneas presentan cierta capacidad de resiliencia ante los efectos de los incendios (Lloret & Zedler 2009), las reservas de carbohidratos que las plantas utilizan para rebrotar disminuyen con cada rebrote pudiendo llegar a agotarse (Kays & Canham 1991, Van der Heyden & Stock 1996, Canadell & López-Soria 1998). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que en estudios previos realizados en relación a los efectos de incendios forestales sobre *T. articulata*, la tasa de mortalidad registrada es inferior al 1% (López-Hernández et al. 1995). Como posibilidades de mejora, debería contemplarse para su implementación en el modelo tanto el efecto de la recurrencia de incendios sobre las tasas de mortalidad de cada clase de edad como la proporción, siempre baja, de ejemplares con rebrote epicórmico (Moya-Pérez & Esteve-Selma 2018). Por otra parte, el sobrepastoreo prácticamente anula la capacidad de reclutamiento de la especie, habiéndose incluso llegado a registrar tasas regresivas de crecimiento poblacional (Esteve & Miñano 2010, Esteve-Selma 2017). Estudios realizados sobre poblaciones sometidas a ramoneo recurrente relacionan el daño en los meristemos apicales con la práctica paralización del crecimiento diamétrico y en altura, lo que imposibilita la incorporación de nuevos ejemplares reproductivos (Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017). Para que el reclutamiento sea posible bajo este tipo de presión, resulta fundamental el papel protector jugado por otros elementos como grietas o plantas nodrizas de escasa palatabilidad (Esteve-Selma, Moya-Pérez,

*Capítulo 3. Resultados y Discusión (I): Modelización demográfica de una población tipo (El Madroñal)*

Navarro-Cano 2019). Cabe destacar que, en el caso del sobrepastoreo, la supresión del impacto provoca efectos demográficos inmediatos debido a que la población remanente demográficamente activa se mantiene sin apenas cambios y es capaz de recuperar de manera inmediata sus tasas netas de reclutamiento. Por contra, los incendios afectan a todos los compartimentos poblacionales (brinzales, juveniles y adultos) y causan un rejuvenecimiento generalizado de la biomasa aérea en los ejemplares adultos, lo que dificulta la dispersión de las semillas debido a una altura inferior de producción de estróbilos y provoca la disminución del reclutamiento.

## CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (II): ENSAYO SOBRE LA COMPETENCIA INTERESPECÍFICA PINUS-TETRACLINIS MEDIANTE UN DISEÑO EXPERIMENTAL<sup>1</sup>

### 1. INTRODUCCIÓN

El decaimiento de los bosques inducido por la sequía es un fenómeno global potencialmente impulsado por el cambio climático (IPCC 2013). En las últimas décadas, algunos autores han estimado que la frecuencia, duración y gravedad de los periodos de sequía aumentarán en los países mediterráneos durante el siglo XXI (Beniston et al. 2007, Blenkinsop et al. 2007). En el sureste de la Península Ibérica, este tipo de eventos han inducido severos episodios de decaimiento en algunos bosques principalmente dominados por *Pinus halepensis* Miller (García de la Serrana et al. 2015, Esteve-Selma et al. 2018). La vulnerabilidad frente al decaimiento es especialmente cierta en especies situadas en sus límites de distribución y cuya idoneidad climática puede verse comprometida por estos episodios de sequía extrema (Pérez-Navarro et al. 2019). Por ello, resulta necesario que los planeamientos diseñados en la gestión forestal en la Península Ibérica comiencen a considerar los futuros impactos previstos bajo un contexto de cambio climático (Lloret 2012).

El sureste de la Península Ibérica es una zona clave para evaluar los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad de los ecosistemas. Esta región está considerada como un ecotono entre el bioma mediterráneo y los matorrales de zonas semiáridas de carácter subtropical (Dargie 1987, Chaparro 1996, Esteve-Selma et al. 2003). Sus formaciones forestales costeras mixtas de *Pinus halepensis* Miller-*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters son especialmente sensibles a los efectos del cambio climático. En este contexto, la arquitectura hidráulica de los ejemplares de *Tetraclinis* les proporciona una mayor resiliencia frente a los episodios de sequía (Oliveras et al. 2003). De hecho, los estudios realizados a escala regional basados en modelos de distribución de especies revelan tendencias opuestas para ambas especies. Estos modelos sugieren una expansión del hábitat de *T. articulata* (Esteve-Selma et al. 2012) en combinación con una disminución del área ocupada por el pino carrasco debido a un incremento en la frecuencia de episodios severos de sequía (Esteve-Selma et al. 2018). Sin embargo, los actuales pinares en declive no presentan una coincidencia espacial perfecta con las

---

<sup>1</sup> El contenido de este capítulo ha sido publicado parcialmente en la revista *Forests* 2021, 12(4), 487; <https://doi.org/10.3390/f12040487>

#### *Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

poblaciones actuales de *Tetraclinis*. Por lo tanto, se requiere una comprensión más profunda de estos mecanismos de sustitución con el fin de facilitar la transición hacia un bosque más resiliente al cambio climático.

Los métodos tradicionales utilizados para ampliar las áreas de población de *T. articulata* se han centrado exclusivamente en proyectos de reforestación (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), que hasta la fecha carecen de una evaluación coste-efectividad respecto a otras posibles alternativas. Hasta el momento, no se han puesto en marcha iniciativas que ayuden a incrementar el reclutamiento de las poblaciones de *Tetraclinis* preexistentes que presentan una dinámica demográfica limitada.

### **1.1 Irradiación solar**

El papel que desempeña la irradiación solar sobre la reproducción de las coníferas ha sido ampliamente estudiado. Dentro de una misma población, los árboles situados en zonas de alta exposición a la luz presentan tendencia a producir mayores cantidades de conos que otros (Simpson & Powell 1981, Despland & Houle 1997). En cambio, los situados en zonas sombreadas o rodales cerrados pueden tener una producción baja o incluso nula (Nanda 1962, Chalupkła & Giertych 1977). La relación entre el inicio de la actividad reproductiva y el tamaño del árbol se encuentra condicionada por las condiciones ambientales, entre las cuales se incluye la disponibilidad de luz (Santos-del-Blanco et al. 2013). De hecho, las condiciones ambientales que promueven el crecimiento vegetativo pueden retrasar el inicio de la actividad reproductiva (Santos-del-Blanco et al. 2013, Williams 2009, Day & Greenwood 2011). Paralelamente a la madurez reproductiva, la disponibilidad de luz también desempeña una función esencial en la germinación de las semillas y las tasas de reclutamiento. Existe abundante documentación sobre los factores ambientales relacionados con el proceso de germinación de semillas en el género *Pinus* en el Mediterráneo (Nyman 1961, Loisel 1966, Castro et al. 2005, Thanos & Skordilis 1987, Masetti & Mencuccini 1991, Skordilis & Thanos 1995, Escudero et al. 2002). Sin embargo, la investigación sobre este tema para *T. articulata* es más limitada y reciente (Hadjadj-Aoul et al. 2009, Haddouche et al. 2011, Dallahi et al. 2017). La dinámica de reclutamiento de las poblaciones europeas de esta especie parece encontrarse fuertemente influenciada por la exposición a la luz solar (Nicolás et al. 2004, Esteve-Selma et al. 2017a).

## 1.2 Competencia interespecífica

En un bosque mixto de *Pinus halepensis* y *Tetraclinis articulata*, las dos especies compiten fuertemente por la luz y otros recursos, ya que ambas se encuentran en el límite inferior de su distribución (Hadjadj-Aoul et al. 2009, Nicolás et al. 2004). Además de la disponibilidad de luz, la disponibilidad de agua relacionada con la orientación y el flujo de drenaje es otro factor limitante para ambas especies en el sureste de la Península Ibérica (Nicolás et al. 2004). En estos lugares, el nicho ecológico de *T. articulata* se encuentra parcialmente ocupado por *P. halepensis* (Esteve-Selma et al. 2017a). Las laderas situadas al norte están dominadas por el pino carrasco y *Tetraclinis* es desplazado hacia el sur y sureste. Es en el este donde ambas especies establecen una relación de competencia más equilibrada. Las zonas sombreadas con una densa cobertura de pinos contienen varios ejemplares aislados de *T. articulata* de gran tamaño. La mayor parte de estos ejemplares permanecen reproductivamente inactivos debido a la escasa irradiación solar recibida.

En el marco del proyecto LIFE13 NAT/ES/00436 (Conservación del Hábitat 9570\* *Bosques de Tetraclinis articulata* en el continente europeo), se llevó a cabo un experimento con el propósito de estimular el comportamiento reproductivo de ejemplares aislados de *T. articulata* a través de la creación de huecos en el dosel forestal que permitiesen incrementar la cantidad de irradiación solar recibida. Aunque este tipo de actuación ya se encontraba entre las contempladas dentro del Plan de Conservación de la especie (Esteve-Selma & Miñano 2010), nunca antes se había llevado a cabo. Los ejemplares seleccionados permanecían en una fase reproductiva inactiva o de escasa producción a pesar de sus dimensiones. El objetivo del experimento era investigar la respuesta secuencial provocada por el aumento de la irradiación luminosa sobre la dinámica reproductiva de esta especie (es decir, activación de la actividad reproductiva, volumen de producción de conos y reclutamiento). Para ello, se evaluarán los resultados a lo largo de un rango de intensidad lumínica y cobertura del pinar. Por último, con el propósito de analizar el efecto que distintos escenarios de reducción de competencia tendrían sobre una población de *T. articulata*, se realizarán ciertas modificaciones al modelo demográfico base desarrollado durante el capítulo anterior.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Diseño Experimental

El área de estudio se encuentra localizada en el Parque Regional de "Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila", ubicado en el sureste de la Región de Murcia

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

(Figura 15). Para este trabajo se monitorizaron un total de 29 parcelas (10 control y 19 experimentales). En 2016 se establecieron parcelas circulares de 15 m de radio centradas en ejemplares individuales de *T. articulata* situados entre una densa masa de pino carrasco. Los ejemplares fueron seleccionados en base a su limitada o nula actividad reproductiva (es decir, ausencia de conos y sin presencia de reclutamiento). En otoño de 2017, la mayor parte de los ejemplares de *P. halepensis* fueron retirados del interior de las parcelas experimentales, conservando unos valores de cobertura del pinar de entre el 0% y el 50% (Tabla 10). Los ejemplares de pino carrasco fueron talados y descortezados, esparciendo posteriormente los trozos de madera por la parcela.

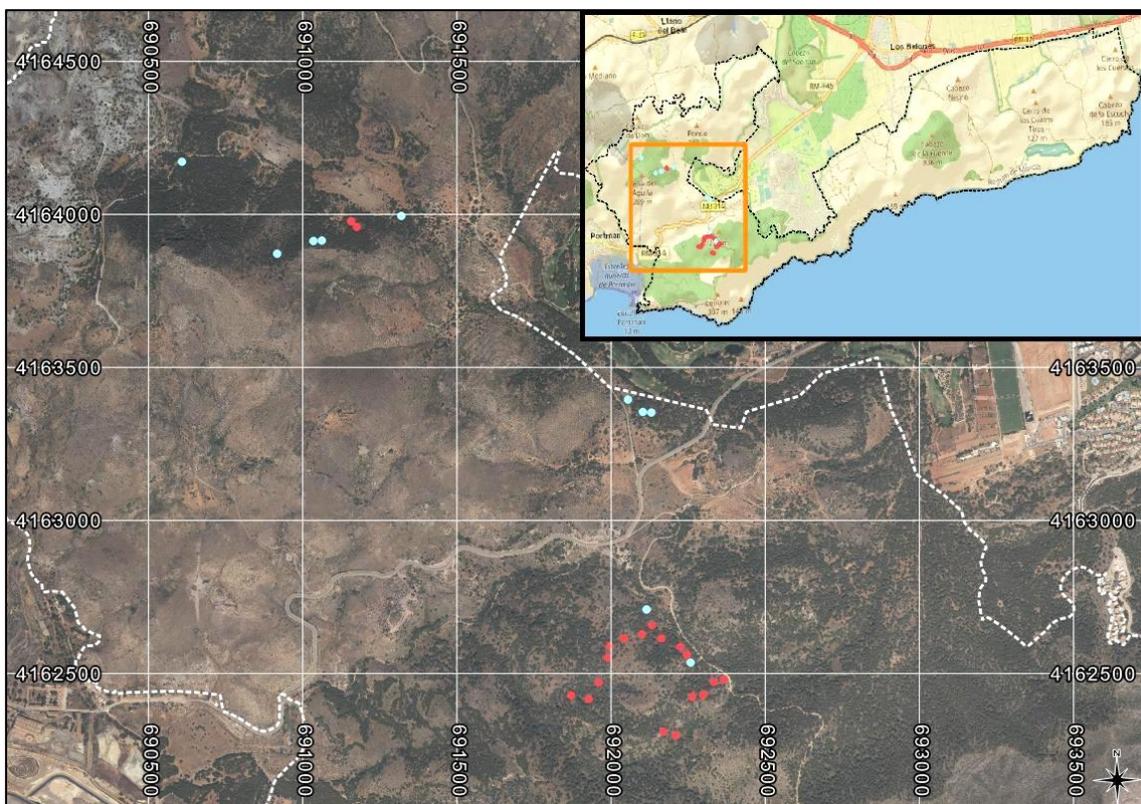


Figura 15. Ubicación de la zona de estudio. Las líneas punteadas representan los límites del Parque Regional, los círculos azules las parcelas control y los círculos rojos las parcelas experimentales (Proyección EPSG 25830-ETRS89/UTM zone 30N).

Cobertura de <i>P. halepensis</i> (%)	Número de parcelas (2016)	Número de parcelas (2018)
00-10	0	11
10-20	0	3
20-30	3	3
30-40	4	0
40-50	5	2
50-60	3	0
>60	4	0

Tabla 10. Rangos de cobertura del pinar en las parcelas intervenidas antes (2016) y después (2018) del experimento.

## 2.2 Recolección de datos

Durante el periodo 2016-2019 se recogieron datos sobre el diámetro, estado reproductivo, producción de conos y reclutamiento de todos los ejemplares de *T. articulata* que se encontraban presentes dentro de las parcelas. En concreto, los datos de 2016 y 2019 se recogieron de junio a septiembre y los de 2018 de febrero a marzo. El diámetro del tronco principal de cada ejemplar se midió a 20 cm del suelo o inmediatamente a nivel del suelo cuando el tamaño del árbol era inferior a 20 cm de altura (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). La producción de conos fue estimada mediante recuento visual. Se obtuvo un registro del número total de nuevos reclutas de *T. articulata* y se calculó sobre el terreno el porcentaje de cobertura del pinar en cada parcela mediante transectos lineales antes y después del experimento.

## 2.3 Modelo de iluminación basado en datos LiDAR

Debido a las numerosas dificultades encontradas a la hora de reproducir las mediciones iniciales de la cantidad de luz de cada parcela realizadas empleando un luxómetro (presencia de nubes, día del mes y hora exacta del día), se optó por aplicar en su lugar un modelo de iluminación anual basado en LiDAR. Para ello, se utilizaron los datos LiDAR 2015-2016 disponibles en el Centro Nacional de Información Geográfica de España (<https://www.cnig.es/home>) y el modelo r.sun.daily de GRASS GIS (Petras & Petrasova 2021) en combinación con el Laser Penetration Index (LPI) basado en datos LiDAR (Barilotti et al. 2006, Bode et al. 2014). La nube de puntos de 2016 se procesó empleando Modelos Digitales de Elevación (MDE) de suelo desnudo y de cubierta vegetal utilizando FUSION/LDV v.4.20 (McGaughey 2021). El tamaño final de la

#### *Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

cuadrícula de los MDE fue de 4×4m para reducir el tiempo de procesamiento de los datos. Debido a la inexistencia de datos LiDAR para 2019, decidimos modificar los valores ráster de la cubierta vegetal de las parcelas usando para ello las ortofotos disponibles. Los MDE se emplearon para calcular modelos de iluminación anuales que simularan las condiciones previas y posteriores al experimento. Los modelos de iluminación fueron corregidos utilizando el LPI para estimar la irradiación anual directa y difusa recibida a nivel del suelo a través de la cubierta forestal

#### **2.4 Diseño del análisis BACI**

El análisis BACI (Green 1979) fue diseñado para comparar las diferencias entre 10 parcelas de control y 10 de impacto (experimentales) con características biométricas iniciales similares (diámetro promedio en las parcelas control =  $15.3 \pm 4.3$  cm, diámetro promedio en las parcelas de impacto =  $15.7 \pm 6.2$  cm) y los datos obtenidos mediante el modelo de iluminación basado en LiDAR. Las otras 9 parcelas se excluyeron debido a la existencia de diferencias significativas en el diámetro de los especímenes ( $31.2 \pm 6.4$  cm). El análisis se aplicó a los modelos de irradiación solar directa y al número de ejemplares reproductores mediante un enfoque ANOVA, para lo cual se utilizó el paquete R 'car' (Fox & Weisberg 2019) con el fin de explorar la existencia de diferencias significativas entre los grupos antes (2016) y después (2018) del experimento.

#### **2.5 Variación del estado reproductivo**

Se ha analizado la variación en el estado reproductivo de las 19 parcelas experimentales mediante el uso de modelos GLM binomiales (Nelder 1972). Para ello, se ha utilizado el estado reproductivo como variable binaria (activo o inactivo) frente al diámetro (expresado en cm) de todos los ejemplares de cada parcela en 2016 y 2018. Los modelos obtenidos se emplearon para estimar la diferencia observada tras el experimento sobre el estado reproductivo de los ejemplares implicados.

#### **2.6 Respuesta demográfica observada en las parcelas experimentales**

Con el objetivo de explicar los efectos observados sobre el cambio de la dinámica demográfica de *T. articulata* a lo largo de este estudio, se emplearon GLM binomiales negativos del paquete 'MASS' de R (Venables & Ripley 2002). Debido al escaso reclutamiento observado antes del experimento (2016), se empleó como variable alternativa el número total de ejemplares. El reclutamiento de 2019 fue utilizado como

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

variable dependiente. Se seleccionaron aquellas variables explicativas con un efecto directo sobre la dinámica poblacional de la especie: ambos modelos de irradiación solar anual (directa y difusa), número total de líneas de flujo de drenaje del terreno en cada parcela, número total de ejemplares reproductores, producción de conos del año anterior y cobertura de *P. halepensis* para cada parcela de muestreo. El número de líneas de flujo de drenaje fue calculado con el módulo SAGA (Conrad et al. 2015) utilizando un MDT de 4×4m de resolución espacial. Además, empleamos estas variables en modelos de regresión múltiple como una aproximación más compleja a su interacción con la dinámica demográfica. Estos modelos fueron seleccionados mediante el método del mínimo criterio de información de Akaike o AIC (Akaike 1998).

### **2.7 Simulación de la reducción temprana de la competencia ecológica.**

Para el estudio de los efectos de una reducción temprana de la competencia ecológica frente a *P. halepensis*, se ha modificado el valor de la cobertura sobre el modelo base desarrollado en el capítulo de resultados anterior, empleando dos escenarios temporales distintos. Precisamente, el pino carrasco ha experimentado una acentuada reducción de su superficie ocupada en la Región de Murcia durante las pasadas décadas (Esteve-Selma et al. 2015, Esteve-Selma et al. 2020). Los años escogidos han sido 2000 y 2015, coincidiendo con los años posteriores a eventos críticos de sequía. A partir de esos años, el valor de cobertura ha sido fijado al 20%, lo que influye de forma directa sobre la cantidad de conos producidos al ya encontrarse este parámetro integrado en el modelo. Para simular la influencia de los cambios producidos sobre la madurez reproductiva y la producción de estróbilos, se ha utilizado el GLM binomial obtenido tras el experimento correspondiente al punto 2.5.

## **3. RESULTADOS**

### **3.1 Análisis BACI**

No se observaron diferencias significativas en las condiciones iniciales entre las parcelas de control y las experimentales. Las estadísticas obtenidas mediante las pruebas ANOVA se resumen en la Tabla 11 y la Figura 16. Existen diferencias significativas tanto para la irradiación solar directa anual como para el número de ejemplares reproductores entre las parcelas control y de impacto tras la intervención. También se observan diferencias para estos mismos parámetros entre las parcelas de impacto. El experimento

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

dio lugar a un aumento significativo de la irradiación solar directa y también del número de ejemplares reproductores.

Test ANOVA	Variable	Valor F	p-valor
Control – Impacto (previo)	Irradiación solar directa	1.5244	0.2328
	Ejemplares reproductivos	1.8	0.1963
Control – Impacto (posterior)	Irradiación solar directa	7.2772	0.0147*
	Ejemplares reproductivos	6.6977	0.0186*
Control pre. – Control post.	Irradiación solar directa	0.0002	0.9886
	Ejemplares reproductivos	1.8	0.1964
Impacto pre. – Impacto post.	Irradiación solar directa	13.038	0.0019**
	Ejemplares reproductivos	6.6977	0.0186*

Tabla 11. Resultados de los test ANOVA correspondientes al análisis BACI. Códigos de significancia: \* < 0.05, \*\* < 0.01.

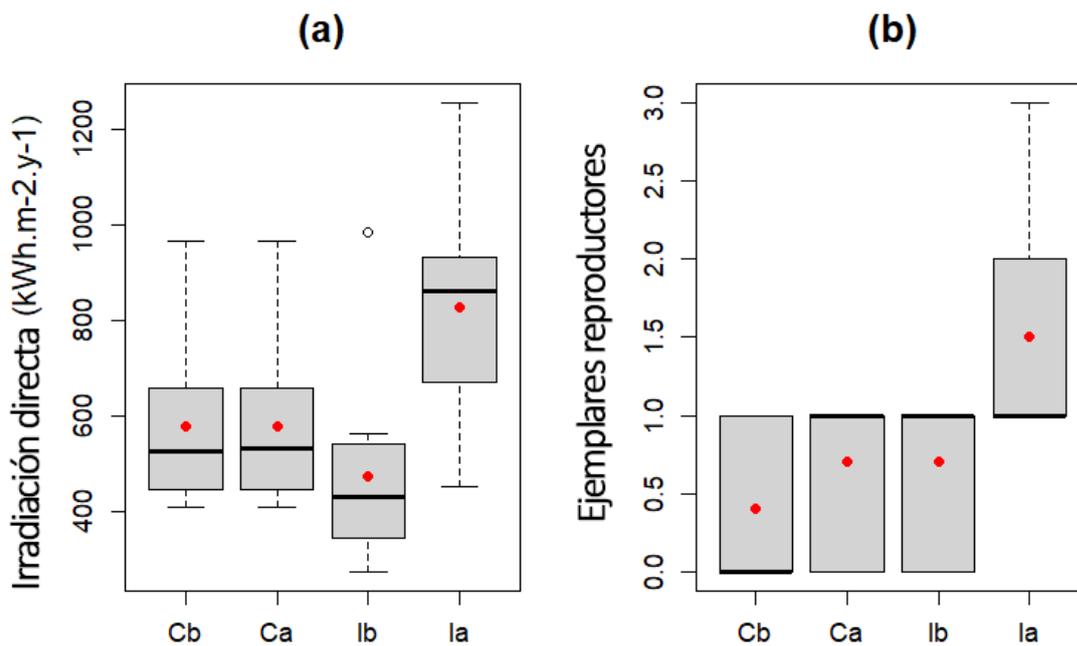


Figura 16. Boxplot de (a) irradiación solar directa anual y (b) número total de ejemplares reproductivos (los puntos rojos representan el valor medio). Cb: control previo, Ca: control posterior, Ib: impacto previo, Ia: impacto posterior.

### 3.2 Variación del estado reproductivo.

El número total de ejemplares de *T. articulata* dentro de las parcelas era de 93 en 2016, 134 en 2018 y 545 en 2019. Se han registrado importantes cambios en los

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

parámetros reproductivos de aquellos ejemplares ubicados en las parcelas intervenidas (Tabla 12). El efecto de la incorporación de 10 nuevos ejemplares a la población reproductiva se acopla al de una tasa media de producción de conos más elevada por cada ejemplar reproductivo. El aumento en el reclutamiento observado en los años posteriores al experimento sugiere una mayor disponibilidad de micrositos de germinación y un gran incremento en la disponibilidad de semilla.

<b>Año</b>	<b>Ejemplares reproductivos totales</b>	<b>Ejemplares con producción de conos</b>	<b>Producción de conos estimada</b>	<b>Tasa de producción por ejemplar reproductivo</b>	<b>Brinzales reclutados</b>
2016	18	11	15,900	1,445	19
2018	28	24	44,070	1,836	41*
2019	28	6	7,900	1,317	411

Tabla 12. Cambios observados en los principales parámetros reproductivos. \*De estos ejemplares, 11 pertenecen a 2017 (brinzales de segundo año) y 30 a 2018.

En 2016 había 18 ejemplares reproductivos en las parcelas experimentales, mientras que en 2018 este número se incrementó hasta un total de 28. En la Tabla 13 se muestran los modelos GLM que relacionan la madurez reproductiva y el diámetro de los ejemplares para cada año. Estos resultados muestran como incrementa en 12.73 puntos el valor de la devianza explicada tan sólo un año después del experimento.

<b>Variable</b>	<b>Coficiente</b>	<b>Error estándar</b>	<b>p-valor</b>	<b>Devianza</b>
Diámetro 2016	Int. -6.5789	Int. 1.7427	Int. 0.000160***	73.78
	Pr. 0.4318	Pr. 0.1202	Pr. 0.000329***	
Diámetro 2018	Int. -7.8666	Int. 2.2374	Int. 0.000438***	86.51
	Pr. 0.8167	Pr. 0.2424	Pr. 0.000756***	

Tabla 13. Resultados de los modelos GLM binomiales de madurez reproductiva en *Tetraclinis articulata*. Int.: constante, Pr.: predictor. Códigos de significancia: \*\*\* < 0.001.

Según estos modelos de madurez, en 2016 los ejemplares necesitaban alcanzar un diámetro de al menos 15 cm para obtener una probabilidad del 50% de ser reproductivamente activos (Figura 17a). Tras el experimento, el diámetro mínimo para alcanzar esa misma probabilidad se redujo a unos 10 cm. La diferencia observada entre ambas curvas (Figura 17b) muestra aquellas clases de diámetro donde la probabilidad de

alcanzar la madurez reproductiva se mejoró notablemente. De esta forma, puede observarse que el cambio fue mayor en aquellos ejemplares con un diámetro comprendido entre 10 y 15 cm.

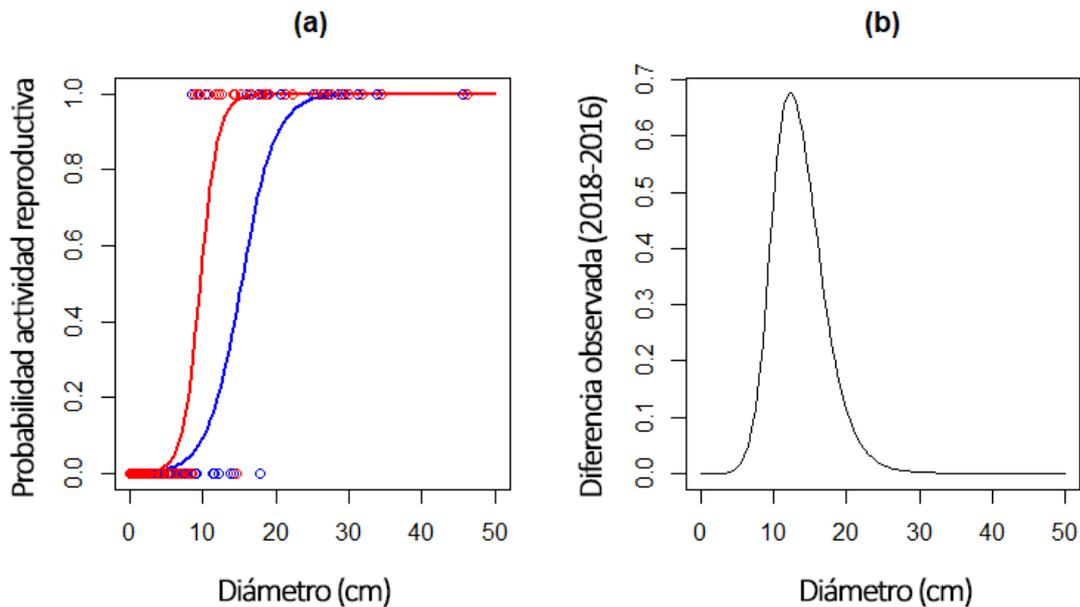


Figura 17. a) Probabilidad de inicio de la actividad reproductiva en función del diámetro de los ejemplares en 2016 (azul) y 2018 (rojo); b) diferencia observada entre ambas curvas de probabilidad reproductiva.

La variación en la tasa de producción de conos se encontraba relacionada con dos factores: la incorporación de nuevos ejemplares reproductivos y la mayor repuesta observada en aquellos que ya lo eran. Los nuevos ejemplares supusieron tan sólo el 13.55% de la producción total de 2018. Para ese año, la ratio de producción fue de 2721 conos por ejemplar previamente reproductivo y 597 por ejemplar recién incorporado. Esto representó un incremento en un factor de 1.88 sobre los niveles observados de 2016.

### 3.3 Análisis de la respuesta demográfica

Los índices de correlación de Pearson entre las variables empleadas en los GLM binomiales negativos se muestran en la Tabla 14. Para estos modelos se emplearon las mismas variables predictoras para 2016 y 2019 (irradiaciones solares, cobertura del pinar, estatus reproductivo y conos producidos). Como variable de respuesta, se empleó el número total de ejemplares (2016) y el reclutamiento observado (2019).

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

Las correlaciones más evidentes se dan entre ambos tipos de irradiación solar (directa y difusa) y su asociación negativa con la cobertura del pinar. El número inicial de ejemplares de *T. articulata* en 2016 se encuentra correlacionado con estas tres variables y con el número de ejemplares reproductores anteriores. Las relaciones de las variables reproductivas de 2019 con las irradiaciones lumínicas y la cobertura del pinar resultan más complejas, observándose una reducción progresiva de su correlación lineal para los ejemplares reproductivos (mayor), la producción de conos y el reclutamiento (menor).

<b>Predictores 2016</b>	<b>Irradiación directa</b>	<b>Irradiación difusa</b>	<b>Cobertura pinar</b>	<b>Estado reproductivo</b>	<b>Producción de conos</b>	<b>Nº ejemplares</b>
Irradiación directa	1	0.8969	-0.5934	-0.0137	0.1335	0.5398
Irradiación difusa	-	1	-0.7631	0.0869	0.1264	0.4823
Cobertura pinar	-	-	1	-0.2023	-0.0399	-0.4469
Estado reproductivo	-	-	-	1	0.1577	0.4798
Producción de conos	-	-	-	-	1	0.0167
Nº ejemplares	-	-	-	-	-	1
<b>Predictores 2018</b>	<b>Irradiación directa</b>	<b>Irradiación difusa</b>	<b>Cobertura pinar</b>	<b>Estado reproductivo</b>	<b>Producción de conos</b>	<b>Nº ejemplares</b>
Irradiación directa	1	0.7200	-0.4608	0.4222	0.3106	-0.2014
Irradiación difusa	-	1	-0.6844	0.2503	0.3486	0.0947
Cobertura pinar	-	-	1	-0.2175	-0.3020	-0.0058
Estado reproductivo	-	-	-	1	-0.0841	0.0706
Producción de conos	-	-	-	-	1	0.1469
Nº ejemplares	-	-	-	-	-	1

Tabla 14. Índices de correlación de Pearson de las variables predictoras utilizadas para el estudio de la respuesta demográfica antes (2016) y después (2018) del experimento.

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

Según el análisis del modelo GLM de 2016, el número de ejemplares de *Tetraclinis* muestra una relación significativa con ambos modelos de irradiación solar (Tabla 15). Por el contrario, la cobertura forestal de pino carrasco se encuentra correlacionada negativamente. Respecto al reclutamiento observado en 2019, la producción de conos del año anterior es la variable más significativa y desaparece el efecto de la irradiación solar directa. Las únicas variables que se mantuvieron presentes durante todo el periodo evaluado fueron la irradiación solar difusa y la cobertura de *P. halepensis*. Tras el experimento, la respuesta observada en el reclutamiento fue mayor bajo una cobertura de pino carrasco del 17%-18% (Figura 18). En 2019 se observa una rápida respuesta exponencial del reclutamiento de *T. articulata* en relación a los conos producidos el año anterior.

Predictores	Estadísticos	2016	2019
		(Ejemplares)	(Reclutamiento)
Irradiación solar directa (ln)	Coeficientes	Int. -18.0208	-
		Pr. 1.4845	-
	Error estándar	Int. 6.8406	-
		Pr. 0.5193	-
	<i>p</i> -valor	Int. 0.00843** Pr. 0.00426**	-
AIC	100.28	-	
Irradiación solar difusa (ln)	Coeficientes	Int. -26.992	Int. -63.365
		Pr. 2.371	Pr. 5.304
	Error estándar	Int. 12.353	Int. 33.071
		Pr. 1.027	Pr. 2.691
	<i>p</i> -valor	Int. 0.0289* Pr. 0.0209*	Int. 0.0601 Pr. 0.0487*
AIC	102.44	144.89	
Cobertura <i>P. halepensis</i> (x + x <sup>2</sup> )	Coeficientes	Int. 3.23552	Int. 2.295034
		Pr. -0.03858	Pr. 0.185123 Pr. <sup>2</sup> -0.005683
Error estándar	Int. 0.75714	Int. 0.628018	
	Pr. 0.01651	Pr. 0.089193	

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

Predictores	Estadísticos	2016 (Ejemplares)	2019 (Reclutamiento)
			Pr. <sup>2</sup> 0.0023
		Int. 1.93 x 10 <sup>-5</sup> ***	Int. 0.000258***
	<i>p</i> -valor	Pr. 0.0195*	Pr. 0.037937*
			Pr. <sup>2</sup> 0.013465*
	AIC	102.38	142.56
	Devianza	24.52	22.99
	Coefficientes	-	Int. -4.4104 Pr. 1.0079
	Error estándar	-	Int. 2.0563 Pr. 0.2805
∑ conos año anterior (ln)	<i>p</i> -valor	-	Int. 0.031965* Pr. 0.000327***
	AIC	-	138.4
	Devianza	-	30.53

Tabla 15. Modelos GLM binomial negativos de predictores únicos obtenidos para el número total de ejemplares (2016) y el reclutamiento observado (2019). Int.: constante, Pr.: predictor, Pr.<sup>2</sup>: predictor cuadrático. Códigos de significancia: \* < 0.05, \*\* < 0.01, \*\*\* < 0.001.

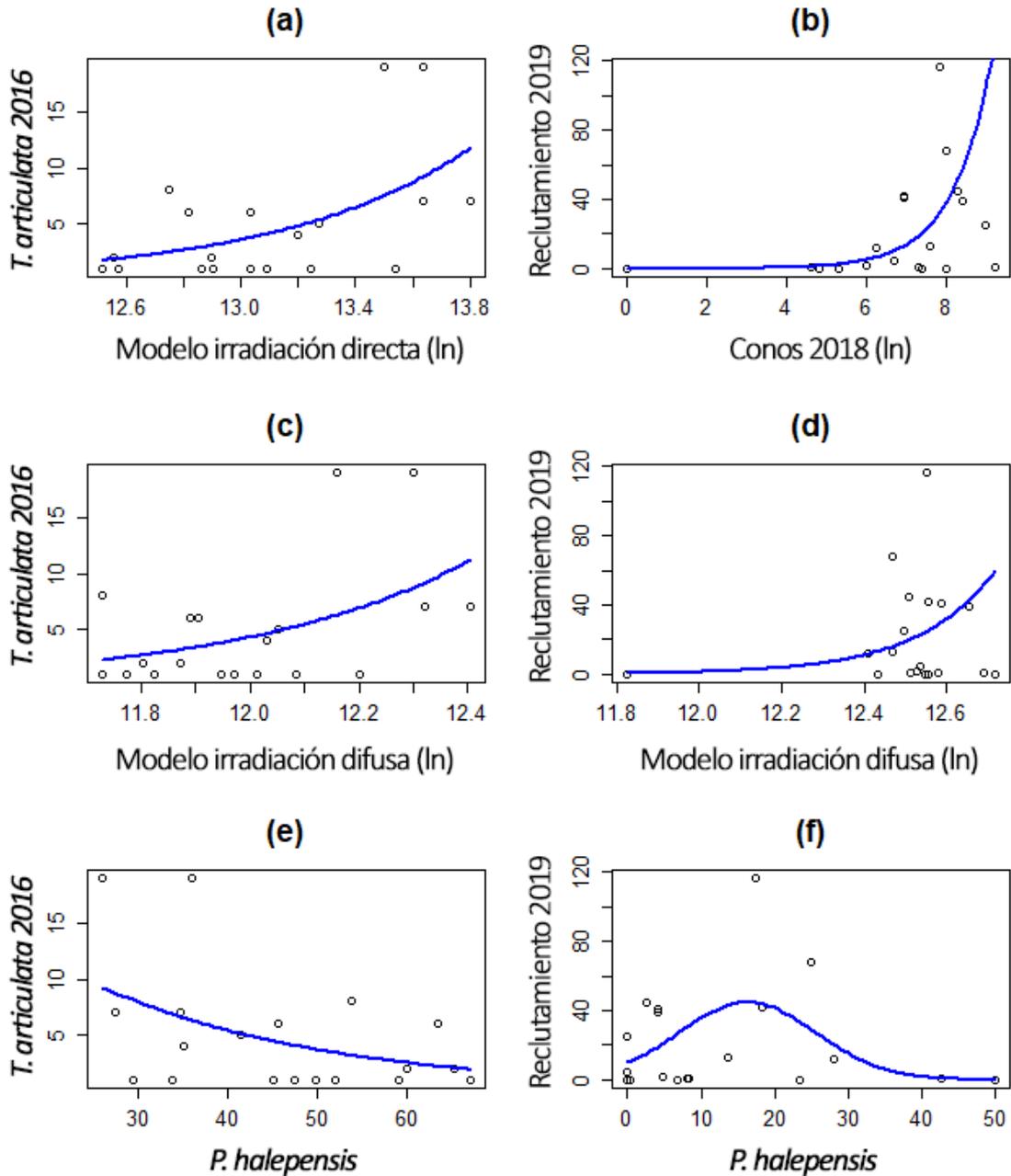


Figura 18. Gráficos de ajuste de los GLM binomiales negativos para las variables significativas (izquierda: 2016, derecha: 2019). (a) Irradiación directa, (b) producción de conos del año anterior, (c, d) irradiación difusa, (e, f) cobertura de *Pinus halepensis*.

Los modelos de regresión múltiple (Tabla 16) obtienen un valor de desviación explicada del 48,15% para el número total de ejemplares de *T. articulata* (2016) y del 52,97% para el reclutamiento tras el experimento (2019). En el primer caso, las variables fueron la irradiación solar directa y el número de ejemplares reproductores. En 2019, las variables fueron la producción de conos del año anterior y el dosel del pino. La irradiación difusa podría haberse incorporado como variable explicativa a este modelo ya que

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

resultaba ser significativa ( $p$ -valor  $< 0.05$ ), pero su inclusión tendría un efecto negativo en la confianza del mismo al provocar el incremento de los factores de inflación de la varianza (VIF).

Año	Predictores	Coefficientes	Error	$p$ -valor	VIF	AIC	Devianza
2016		Int.	Int.	Int.			
	Irradiación solar	-17.5961	6.0281	0.0035**			
	directa (ln)	Pr.a	Pr.a	Pr.a	Pr.a	97.8	48.15
	Ejemplares reproductivos	1.4115	0.4571	0.0020**	1.0006		
		Pr.b	Pr.b	Pr.b	Pr.b		
		0.4881	0.2297	0.0336*	1.0006		
2019		Int.	Int.	Int.			
		-4.7882	1.8976	0.0116*			
	$\sum$ conos año anterior (ln)	Pr.a	Pr.a	Pr.a	Pr.a		
	Cobertura <i>P. halepensis</i> (ln)	0.9022	0.2420	0.0002***	1.0158	134.9	52.97
		Pr.b	Pr.b	Pr.b	Pr.b		
		0.2244	0.0797	0.0049**	7.9568		
		Pr.b <sup>2</sup>	Pr.b <sup>2</sup>	Pr.b <sup>2</sup>	Pr.b <sup>2</sup>		
		-0.0062	-0.0021	0.0037**	7.9568		

Tabla 16. Modelos GLM de regresión múltiple binomiales negativos obtenidos para el número total de ejemplares (2016) y para el reclutamiento observado (2019). Int.: constante, Pr.a,b: predictores a o b, Pr.<sup>2</sup>: predictor cuadrático. Códigos de significancia: \*  $< 0.05$ , \*\*  $< 0.01$ , \*\*\*  $< 0.001$ .

Los datos de reclutamiento registrados en 2018 se utilizaron para estudiar los efectos tempranos del experimento. La única variable explicativa significativa para el reclutamiento observado en ese año resulta ser el número de líneas de flujo de drenaje (Tabla 17). La importancia de esta variable es muy relevante para el reclutamiento de este primer año tras la intervención realizada. Además, ilustra las preferencias de la especie por dos escenarios ambientales: (i) zonas convexas de limitada competencia ecológica con el pino (bajo número de líneas de flujo) y (ii) zonas moderadamente cóncavas (número medio-alto de líneas de flujo). Estos escenarios representarían dos máximos relativos, como puede apreciarse en la Figura 19.

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

Año	Predictor	Coefficientes	p-valor	AIC	Devianza
2018	$\Sigma$ líneas de flujo	Int. 1.4662283	Int. 0.0303*	64.864	43.47
		Pr. -0.0749441	Pr. 0.0235*		
		Pr. <sup>2</sup> 0.004082	Pr. <sup>2</sup> 0.0104*		

Tabla 17. Modelo binomial negativo de predictor único obtenido para el reclutamiento temprano (2018). Int: constante, Pr.: predictor, Pr.<sup>2</sup>: predictor cuadrático. Códigos de significancia: \* < 0.05.

Reclutamiento temprano según el número de líneas de flujo (2018)

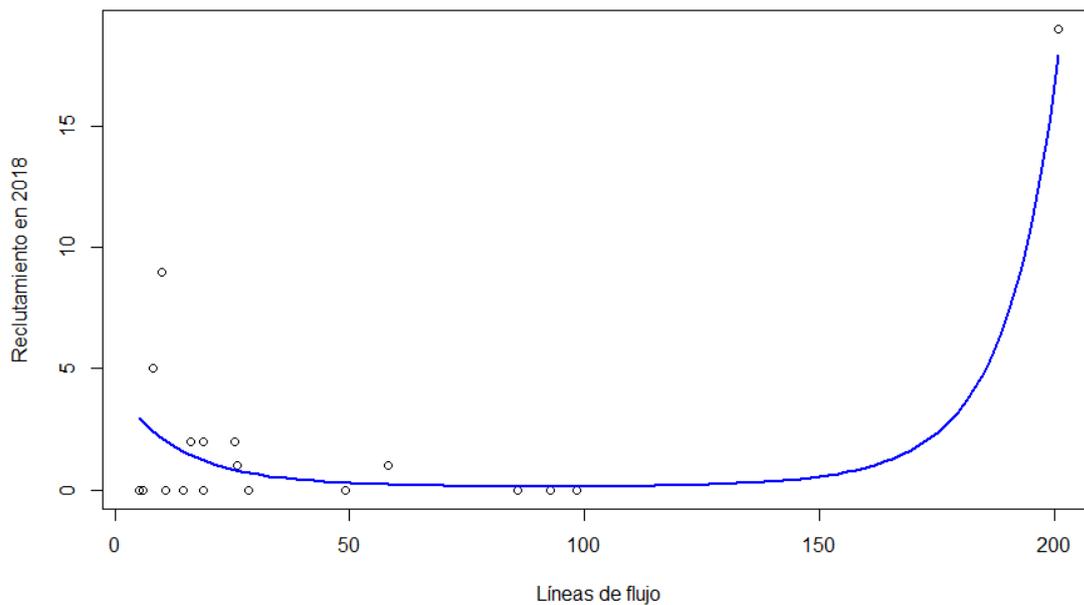


Figura 19. Gráfica del modelo de reclutamiento temprano (2018) y su relación con las líneas de flujo.

### 3.4 Simulación de la reducción temprana de la competencia ecológica.

La simulación de una reducción temprana de la competencia ecológica sobre el modelo base incrementa la población final de *T. articulata* entre el 64.80% (10623 ejemplares) y el 92.48% (12407 ejemplares), dependiendo de si la reducción de cobertura se aplica en el año 2015 o en el 2000 (Tabla 18). Si bien el número final de ejemplares es mayor cuando las medidas se aplican en el año 2000, la respuesta reclutadora observada es mucho más intensa en el escenario del año 2015 (Figura 20). Esto puede deberse tanto a la existencia de una mayor cohorte de ejemplares preadultos que verían iniciada su dinámica reproductiva como a la fuerte influencia ejercida por la reducción la cobertura sobre la producción de conos de los ejemplares reproductivos, lo que incrementa la semilla disponible y tiene efectos directos sobre el reclutamiento.

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

Año	Base	Dec. 2000	Dec. 2015	Año	Base	Dec. 2000	Dec. 2015	Año	Base	Dec. 2000	Dec. 2015
1960	25	25	25	1981	152	152	152	2002	1121	1724	1121
1961	32	32	32	1982	164	164	164	2003	1236	1956	1236
1962	35	35	35	1983	178	178	178	2004	1363	2208	1363
1963	38	38	38	1984	194	194	194	2005	1501	2482	1501
1964	42	42	42	1985	211	211	211	2006	1651	2780	1651
1965	46	46	46	1986	231	231	231	2007	1815	3104	1815
1966	49	49	49	1987	253	253	253	2008	1994	3456	1994
1967	54	54	54	1988	278	278	278	2009	2189	3840	2189
1968	58	58	58	1989	306	306	306	2010	2401	4257	2401
1969	62	62	62	1990	337	337	337	2011	2632	4712	2632
1970	67	67	67	1991	371	371	371	2012	2883	5208	2883
1971	72	72	72	1992	410	410	410	2013	3157	5750	3157
1972	77	77	77	1993	453	453	453	2014	3454	6342	3454
1973	83	83	83	1994	501	501	501	2015	3778	6989	<b>3778</b>
1974	90	90	90	1995	555	555	555	2016	4131	7697	5567
1975	96	96	96	1996	614	614	614	2017	4516	8473	6664
1976	104	104	104	1997	679	679	679	2018	4936	9323	7522
1977	112	112	112	1998	752	752	752	2019	5395	10257	8461
1978	121	121	121	1999	831	831	831	2020	5897	11281	9492
1979	130	130	130	2000	919	<b>919</b>	919	2021	6446	12407	10623
1980	140	140	140	2001	1015	1421	1015				

Tabla 18. Evolución demográfica de los modelos de reducción de competencia ecológica respecto al modelo base. En negrita se señalan los años a partir de los que se aplican la reducción de cobertura. Dec. 2000: reducción de la cobertura en el año 2000, Dec. 2015: reducción de la cobertura en el año 2015.

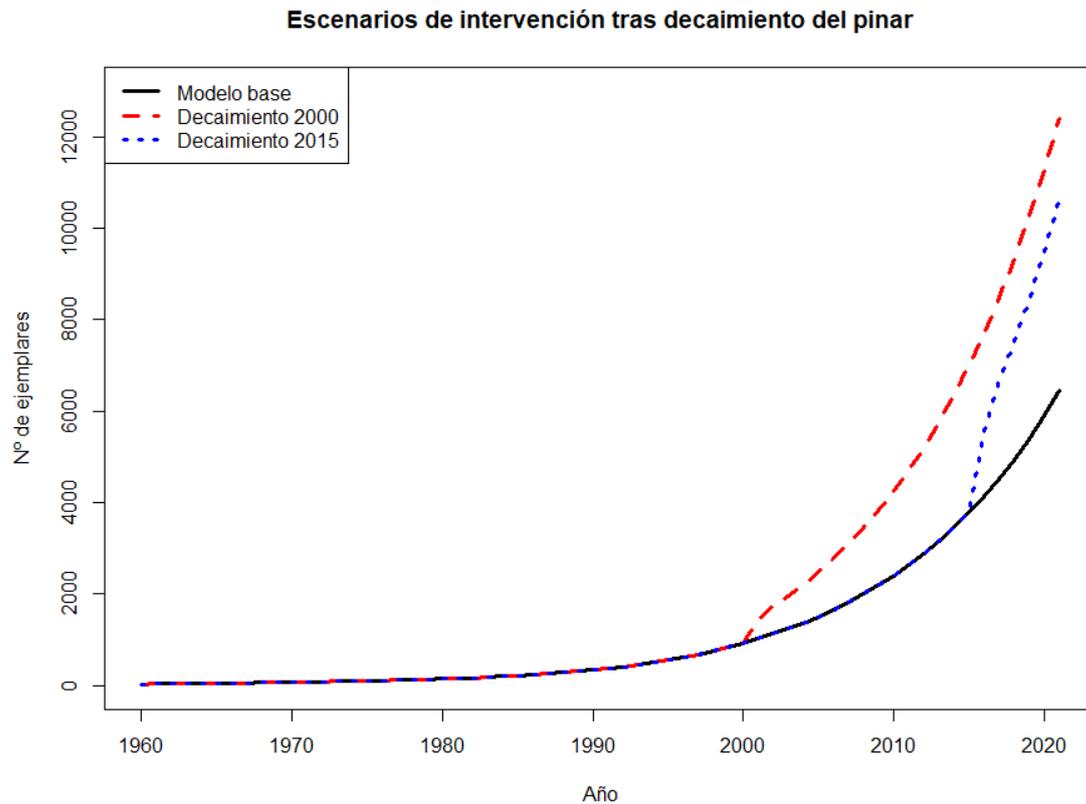


Figura 20. Número total de ejemplares obtenidos por el modelo base y en cada uno de los escenarios de reducción de competencia.

Estos nuevos escenarios tienen un efecto inmediato sobre la tasa intrínseca de crecimiento (Figura 21). El escenario de aplicación de medidas en el año 2000 supone un mayor incremento de  $r$  pero el valor observado se regula hacia al final de la simulación, oscilando en torno a 10 y casi alcanzando el observado en el modelo base. En contraposición, al finalizar el escenario de aplicación de medidas en el año 2015 el valor de la tasa intrínseca de crecimiento aún no ha alcanzado un punto de equilibrio (Tabla 19).

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

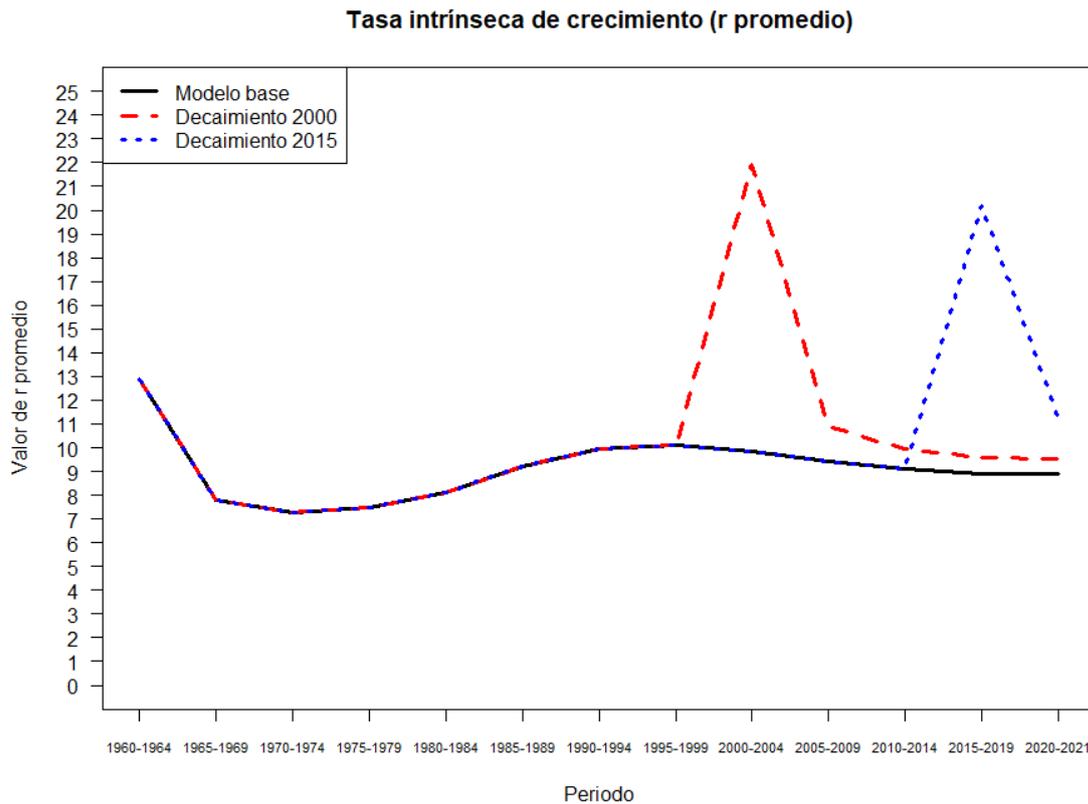


Figura 21. Evolución de la tasa intrínseca de crecimiento  $r$  promedio cada cuatro años para el modelo base y los escenarios de reducción de competencia ecológica.

Periodo	Base	Dec. 2000	Dec. 2015
1960-1964	12.89	12.89	12.89
1965-1969	7.80	7.80	7.80
1970-1974	7.26	7.26	7.26
1975-1979	7.49	7.49	7.49
1980-1984	8.11	8.11	8.11
1985-1989	9.21	9.21	9.21
1990-1994	9.96	9.96	9.96
1995-1999	10.11	10.11	10.11
2000-2004	9.85	<b>21.92</b>	9.85
2005-2009	9.44	<b>10.91</b>	9.44
2010-2014	9.09	<b>9.96</b>	9.09
2015-2019	8.91	<b>9.59</b>	<b>20.16</b>
2020-2021	8.90	<b>9.51</b>	<b>11.26</b>

Tabla 19. Valores promedio para la tasa intrínseca de crecimiento  $r$  promedio cada cuatro años en el modelo base y los escenarios de reducción de competencia ecológica. En negrita se destaca el periodo donde la cobertura es modificada.

Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica *Pinus-Tetraclinis* mediante un diseño experimental

Como se observa en la Figura 22 la reducción de la competencia frente a *Pinus halepensis* provoca que se doble el número de reclutas por ejemplar adulto de *T. articulata*. Aunque el efecto es similar en ambos escenarios, se puede percibir cierta atenuación al finalizar la simulación del que modifica la cobertura en el año 2000.

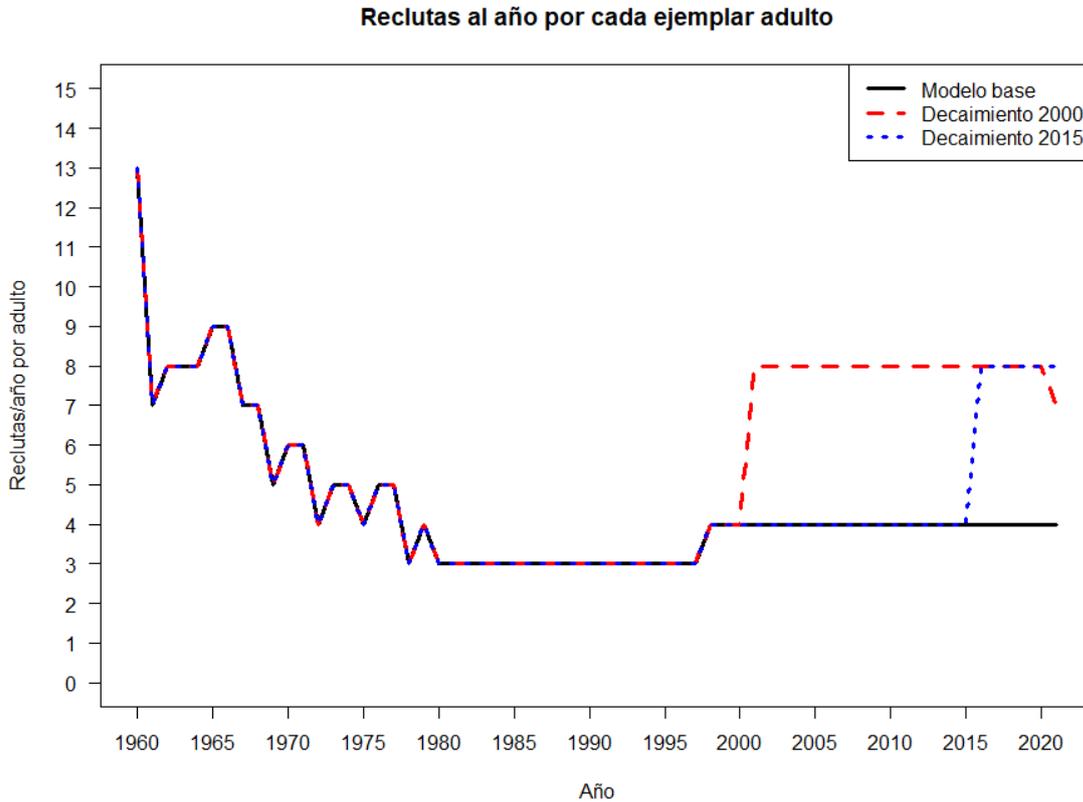


Figura 22. Evolución del número medio de reclutas anuales por cada ejemplar adulto en cada uno de los escenarios simulados.

#### 4. DISCUSIÓN

Con este experimento se ha incrementado la disponibilidad de luz para ciertos ejemplares aislados de *Tetraclinis articulata* mediante la creación de nuevos espacios dentro de una matriz forestal dominada por *Pinus halepensis*. El aumento de la irradiación solar directa recibida por estos ejemplares tuvo un efecto directo sobre la activación de su dinámica reproductiva y de reclutamiento. Este tipo de respuestas son características de especies forestales en competencia ecológica sometidas a condiciones cambiantes favorables (Messier et al. 1999, Frochet et al. 2002).

Tras la reducción de la cobertura del pinar se desencadenan tres eventos: (i) crece la población reproductivamente activa de *T. articulata*, (ii) se incrementa la producción de

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

conos, así como el número de semillas disponibles, y (iii) aumenta el reclutamiento de la población. Estos eventos comienzan cuando disminuye la competencia por la luz solar directa y siguen un patrón secuencial.

La primera respuesta a la reducción de la competencia por la luz es el incremento de ejemplares reproductores durante el primer año tras el experimento. Los resultados del análisis BACI sugieren que el incremento de la irradiación solar recibida parece tener repercusiones directas en la dinámica reproductiva de *T. articulata*. De hecho, el número de ejemplares reproductores crece significativamente tan sólo un año después del experimento. El aumento de la producción es un patrón previamente observado en poblaciones de coníferas expuestas a irradiación solar directa (Simpson & Powell 1981, Despland & Houle 1997). Las variaciones observadas en la curva de comportamiento reproductivo después del experimento indican que los ejemplares con un diámetro comprendido entre 10 y 15 cm salieron de su letargo reproductivo y se incorporaron a la población activa. El comportamiento de estos ejemplares resulta similar al de aquellos ubicados en poblaciones libres de competencia frente a *Pinus halepensis* (Esteve-Selma et al. 2017a).

Se sabe que las relaciones de competencia pueden dar lugar a respuestas morfológicas y bioquímicas en las plantas (Novoplansky 2009, Yamawo 2015). En condiciones de escasa irradiación solar directa (zonas de umbría), los ejemplares de *T. articulata* tienden a responder desfavorablemente frente a la presencia de pino carrasco (Hadjadj-Aoul et al. 2009, Nicolás et al. 2004), afectando incluso al inicio de su madurez reproductiva. El retardo o ausencia de la actividad reproductiva en árboles localizados en áreas de umbría ha sido señalado en anteriores ocasiones (Nanda 1962, Chalupkła & Giertych 1977, Santos-del-Blanco et al. 2013, Williams 2009, Day & Greenwood 2011). Aunque previamente no existían evidencias claras en este sentido para *T. articulata*, el incremento de la irradiación solar directa recibida por los ejemplares ha estimulado de forma casi inmediata su dinámica reproductiva y de reclutamiento.

La segunda respuesta es el incremento de la producción de conos, que ya es apreciable de forma temprana en 2018 pero que obtiene un mayor reflejo demográfico en el reclutamiento observado en 2019. El efecto de una mayor irradiación lumínica en la producción de conos de 2018 hace que los ejemplares previamente activos casi dupliquen su tasa de producción por ejemplar (de 1445 a 2721). Los nuevos ejemplares que se incorporan al ciclo reproductivo en ese mismo año también muestran un incremento similar en 2019 (la tasa de producción para estos ejemplares aumenta de 597 a 950). Es

#### *Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

en este último año cuando se hacen evidentes los efectos de la vecería (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), con una reducción en el número de ejemplares productores de conos.

La tercera respuesta es el incremento del reclutamiento. Este se produce de forma temprana durante el primer año después de la intervención, pero resulta mayor después de dos años (en 2019) y se relaciona con la mayor producción de conos registrada durante el año anterior. El incremento del reclutamiento ya se observó en 2018, sin que se viese acompañado de un cambio significativo en la producción de semillas. En este caso, el aumento del reclutamiento se encontraría asociado a una mayor disponibilidad de luz. Las plántulas de *Tetraclinis articulata* se consideran fuertemente heliófilas (Esteve-Selma et al. 2017a), por lo que el número de reclutas observado en 2018 se correspondería con una mayor disponibilidad de luz solar. En contraste con los hallazgos de otros autores (Hadjadj-Aoul et al. 2009), no se detectaron efectos adversos o limitantes provocados por la hojarasca de pino. Esto se debe probablemente a la escasa o limitada acumulación de hojarasca de pino en las parcelas experimentales.

Respecto al patrón de reclutamiento en función de las líneas de flujo de drenaje observado durante el primer año tras el experimento, cabe destacar que *T. articulata* presenta dos tendencias bien diferenciadas. Este comportamiento diferencial de la especie ha sido descrito previamente por otros autores (Nicolás et al. 2004). En primer lugar, en las zonas de umbría en competencia con el pino carrasco, los ejemplares quedan relegados a zonas convexas de escaso número de líneas de flujo asociadas a un elevado número de rocas fisuradas. En las zonas de mayor irradiación solar, la especie necesita compensar la evapotranspiración y requiere una mayor disponibilidad de agua (equivalente a mayor número de líneas de flujo en las parcelas). Esto podría deberse a que las poblaciones estudiadas de *Tetraclinis articulata* en este capítulo se encuentran en su límite hídrico inferior (Esteve-Selma et al. 2017a), por lo que necesitaría compensar el incremento de evapotranspiración consecuencia de la disminución del dosel arbóreo tras las intervenciones. Además, el reclutamiento observado en función a las líneas de flujo asociadas a afloramientos rocosos fisurados, sugiere un proceso de dispersión secundaria y de acumulación de la semilla en zonas con mayor cantidad de agua disponible, lo que también ocurriría en las solanas donde la presencia de *Pinus halepensis* es muy escasa.

Se han encontrado varias respuestas interesantes en los modelos univariantes utilizados para explicar el reclutamiento observado y el número inicial de *T. articulata* en las parcelas experimentales. Como era de esperar, el conjunto de variables

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

correlacionadas asociadas a la irradiación incidente y a la cobertura arbórea mantuvieron un peso muy importante tanto en el número de ejemplares totales (2016) como en el reclutamiento (2019). El papel desempeñado por este conjunto de variables sobre la actividad reproductora se vuelve más complejo tras el experimento. Para 2019, la irradiación solar directa presenta una fuerte correlación positiva con el inicio de la actividad reproductiva y la producción de conos, pero su coeficiente de correlación de Pearson respecto al reclutamiento es negativo. La irradiación difusa se vuelve aparentemente más relevante para la producción de conos y el reclutamiento, aunque en este último caso la correlación no es lineal. La cobertura del pinar se encuentra fuertemente correlacionada con las irradiaciones solares (particularmente con la difusa), aunque puede tener un papel añadido en la intercepción y redistribución de la precipitación en los micrositios de germinación (Belmonte-Serrato et al. 1995). El dosel del pino es muy relevante durante todo el periodo de estudio. Esta variable muestra un punto de inflexión para el reclutamiento en 2019, con un nivel óptimo en el 17%-18%. Sin cobertura de pino el reclutamiento de *T. articulata* se vuelve frecuente, mientras que con un 40%-50% de dosel de pino el reclutamiento resulta prácticamente nulo. Esta información podría ser muy útil en la gestión de estos bosques mixtos y también resulta consistente con estudios previos realizados sobre esta especie (Hadjadj-Aoul et al. 2009, Dallahi et al. 2017). El reclutamiento parece responder de forma exponencial respecto a la producción de conos del año previo, lo que explica en gran medida la cantidad de nuevos reclutas observados en 2019. Estos resultados son consistentes con anteriores trabajos realizados en la misma zona (Esteve-Selma et al. 2017a).

La evolución de las variables en los modelos de predicción múltiple resulta especialmente interesante. En el modelo de regresión múltiple de 2016, el número de ejemplares depende de los ejemplares reproductores y de la irradiación solar directa. Este comportamiento es consistente con algunas investigaciones previas realizadas sobre *T. articulata* (Hadjadj-Aoul et al. 2009) y con los primeros modelos demográficos obtenidos para las poblaciones del sureste ibérico (Esteve-Selma et al. 2017a), donde se apunta al número de ejemplares adultos como el principal factor que impulsa el proceso de reclutamiento. La relación lineal entre la irradiación solar y la cobertura del pinar hace que su correlación sea suficiente para que sólo una de estas variables sea incluida en el modelo. La explicación del modelo de reclutamiento de 2019 se ve absorbida por la producción de conos del año anterior y la cobertura del pinar. Aunque finalmente no se ha visto incorporada al modelo, la irradiación solar difusa también parece jugar cierto

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

papel menor tras la entrada de la cobertura del pinar. El comportamiento cuadrático de estas dos últimas variables sugiere pueden comportarse como moduladoras de la respuesta del reclutamiento frente al número de semillas disponibles.

En segundo término, tras la disminución de la cobertura del pinar, desaparece el papel que jugaban en un primer momento las líneas de flujo sobre el reclutamiento temprano y surge la irradiación difusa como variable explicativa. Resulta probable que los inicialmente preferentes para la germinación (las zonas convexas y las de elevado número de líneas de flujo) se encuentren saturados y emerja el papel de los micrositios asociados a la irradiación difusa y a tasas de evapotranspiración aceptables para la supervivencia de los brinzales. Se trataría de una situación de compensación entre el balance hídrico y la iluminación. Por tanto, se darían cuatro niveles de calidad para el reclutamiento que vendrían a ordenarse de la siguiente forma: i) zonas convexas, ii) zonas de densidad de líneas de flujo media-elevada, iii) micrositios de germinación asociados a una cierta irradiación difusa y iv) sitios de elevada irradiación directa sin líneas de flujo ni zonas convexas.

Los resultados experimentales obtenidos ponen de manifiesto la capacidad de las poblaciones de *T. articulata* para prosperar cuando se crean huecos la matriz forestal dominada por el pinar. Este comportamiento es coherente con otros estudios que sugieren que la especie se comporta como un competidor débil en comparación con los pinos carrascos (Nicolás et al. 2004, Hadjadj-Aoul et al. 2009). El previsible declive de los pinos carrascos debido a futuros eventos de sequía extrema relacionados con el cambio climático podría proporcionar una oportunidad potencial de expansión para las poblaciones de *Tetraclinis* del sureste ibérico (Esteve-Selma et al. 2018, Esteve-Selma et al. 2012). Este experimento evidencia la relación de competencia por la luz solar entre ambas especies, si bien el reclutamiento de *T. articulata* se ve mejorado en aquellas parcelas donde se reduce la cobertura de *P. halepensis* (con un óptimo en torno al 18%). Por tanto, la interacción competitiva inicial entre ambas especies puede convertirse en facilitación cuando se reduce la cobertura del pinar. Esto podría deberse a factores de compensación entre la luz disponible y el balance hídrico de las plántulas reclutadas. El mayor papel desempeñado por la irradiación difusa en comparación con la directa durante el proceso de reclutamiento parece apoyar esta idea.

Los escenarios de reducción de competencia simulados coinciden con la rápida respuesta observada en las parcelas experimentales e invitan a pensar en su uso para el diseño de un bosque más resiliente a los efectos de las sequías extremas, previsiblemente

*Capítulo 4. Resultados y Discusión (II): Ensayo sobre la competencia interespecífica Pinus-Tetraclinis mediante un diseño experimental*

cada vez más intensas debido al cambio climático. Tanto las simulaciones como los datos experimentales indican que las tasas de reclutamiento poblacional pueden verse rápidamente incrementadas si se realizan actuaciones focalizadas sobre la población subadulta (entre los 10 y 15 cm de diámetro del tronco principal). El número de ejemplares reproductivamente latentes que pertenecen a este rango diametral puede resultar crítico para gestionar la evolución demográfica de la especie.

Tanto los resultados experimentales como la simulación, ilustran el elevado potencial reproductivo de *T. articulata* una vez que se crean nuevos espacios dentro de la matriz forestal del pinar, un escenario futuro esperable según las predicciones realizadas mediante los modelos disponibles (Esteve-Selma et al. 2017b, Esteve-Selma et al. 2018). Sin embargo, es posible que los nuevos huecos que aparezcan entre el pinar no se solapen con los ejemplares existentes de *Tetraclinis*, por lo que este proceso de sustitución debería facilitarse mediante estrategias de gestión forestal adecuadas. Estos hallazgos pueden ser muy útiles para el desarrollo de medidas de gestión y conservación de las poblaciones europeas de esta especie en el sureste de la Península Ibérica, así como para mejorar la resiliencia de estos bosques frente a eventos de sequía y cambio climático.

## **CAPÍTULO 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (III): EVALUACIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL HÁBITAT DE *TETRACLINIS ARTICULATA* Y ANÁLISIS COSTE-EFECTIVIDAD EN MEDIDAS DE GESTIÓN<sup>2</sup>**

### **1. INTRODUCCIÓN**

El artículo 17 de la Directiva Hábitats de la CEE exige que se lleve a cabo cada seis años el seguimiento del estado de conservación de los hábitats incluidos en la Red Natura 2000 (European Commission 1992, 2013). A pesar de los esfuerzos de seguimiento propuestos por diversos autores (Carnino 2009, Evans & Arvela 2011, Gigante et al. 2016, Angiolini et al. 2021), la falta de unos estándares mínimos comunes en la UE para el seguimiento de los hábitats resulta problemática a la hora de evaluar su estado de conservación (Angelini et al. 2018, Ellwanger et al. 2018, Röschel et al. 2020). En España, el primer gran esfuerzo por establecer las bases ecológicas para evaluar el estado de conservación de los hábitats se realizó en 2009 (VV.AA. 2009). Este trabajo pionero incluía una revisión de los parámetros que definían el estado de conservación de 117 hábitats de Interés Comunitario. Asimismo, también se avanzó en la evaluación del grado de conservación por regiones biogeográficas y se incluyeron recomendaciones básicas para la gestión de estos hábitats. A lo largo de 2015-2017 se llevó a cabo el proyecto "Establecimiento de un sistema estatal de seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Hábitats en España" para dar respuesta a las obligaciones de la Directiva Hábitats. Como parte de este proyecto, se elaboraron unas directrices para la evaluación de los hábitats forestales basadas en la información recogida en el Inventario Forestal Nacional (Pescador et al. 2019). Sin embargo, no todos los hábitats forestales presentes en España se encuentran suficientemente representados en las parcelas del inventario, por lo que se precisa de información adicional para establecer su estado de conservación (Pescador et al. 2019b). El último informe de 2013-2018 revela que más del 20% de los hábitats forestales protegidos europeos necesitan que se lleven a cabo actuaciones y medidas para mejorar su estado de conservación (European Commission 2020).

Las principales áreas de distribución de la especie de bosque mediterráneo semiárido *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters se encuentran en el Magreb (Charco 1999), donde su madera es muy apreciada para la carpintería, la artesanía y la

---

<sup>2</sup> El contenido de este capítulo ha sido íntegramente publicado en la revista *Forests* 2022, 13(6), 950; <https://doi.org/10.3390/f13060950>

*Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión*

construcción (El-Mouridi et al. 2011, Sghaier et al. 2015). Debido a su historia de intensa explotación humana (recolección de madera, pastoreo, incendios), estos bosques se encuentran sometidos en la actualidad a un proceso de regresión (Benabid et al. 2015). No obstante, diversos autores han observado una elevada capacidad de regeneración natural de la especie una vez que cesan las presiones degradativas tales como los incendios y el sobrepastoreo (Terras et al. 2008, Hadjadj-Aoul et al. 2009, Dallahi et al. 2017). Se ha descrito un comportamiento similar cuando disminuyen las relaciones de competencia ecológica frente a *Pinus halepensis* Miller en zonas donde ambas especies se hallan presentes (Moya-Pérez et al. 2021). La dinámica poblacional de esta última especie en dichas zonas parece encontrarse en declive como consecuencia del cambio climático (Esteve-Selma et al. 2018, Moya-Pérez & Esteve-Selma 2020). Recientemente se ha destacado la capacidad de *T. articulata* para sobrevivir y prosperar incluso en suelos de explotaciones mineras abandonadas (Navarro-Cano et al. 2017, Navarro-Cano et al. 2019, Oná et al. 2021).

La mayor parte de la superficie ocupada en la UE por el hábitat prioritario 9570 "Bosques de *Tetraclinis articulata*" se encuentra en el sureste de la Península Ibérica. Las poblaciones localizadas en las sierras costeras de Cartagena-La Unión suponen el 98% de la superficie del hábitat europeo de esta especie (las poblaciones restantes se localizan en Malta y Melilla). La Comisión Europea y la Red Europea de Información y Observación del Medio Ambiente (EIONET 2023) consideran el estado de conservación del hábitat como "Desfavorable-Inadecuado" (European Commission 2015, EIONET 2023). Anteriormente a la última década del siglo XX, las especies del hábitat 9570 rara vez se incluían en los proyectos de restauración y reforestación (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). Los ambientes semiáridos se encuentran entre los lugares donde más se ha evidenciado el fracaso de muchas repoblaciones convencionales (Navarro-Cano et al. 2017) y donde más precedentes se han generado en materia de restauración de diversos hábitats. En la Península Ibérica, los trabajos de restauración que se han ejecutado con esta especie se han centrado principalmente en su uso para la reforestación de zonas que se encuentran alejadas de su área de distribución actual (Baeza et al. 1991, Padilla et al. 2009), y no se suelen considerar otras actuaciones de menor coste económico relacionadas con la mejora del hábitat. El proyecto LIFE13 NAT/ES/00436 "Conservación del hábitat prioritario 9570 Bosque de *Tetraclinis articulata* en el continente europeo" (<https://lifetetraclinis.carm.es/>) propuso una serie de medidas destinadas a mejorar la calidad del hábitat de la población continental europea de esta

## *Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión*

especie que fueron llevadas a cabo durante el periodo 2014-2019. Para ello, se desarrollaron una serie de acciones específicas con el fin de mejorar aquellas zonas sometidas a diferentes procesos de degradación: zonas quemadas, situaciones de competencia ecológica, deterioro del hábitat por acumulación de estériles mineros, escasa presencia de la especie objetivo, suelos compactados por actividades no autorizadas, zonas sobrepastoreadas y presencia de especies invasoras.

Como parte de los resultados del proyecto LIFE-*Tetraclinis*, se publicó una guía de gestión (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019) que propuso un índice de calidad del hábitat. Dicho índice integra los principales factores considerados hasta el momento para la evaluación del estado de conservación del hábitat de *T. articulata* en ambientes semiáridos europeos (Pescador et al. 2019, Esteve 2009): elementos estructurales del hábitat (riqueza de especies del hábitat), dinámica demográfica de la especie objetivo (número total de ejemplares, dinámica de reclutamiento y factores que facilitan el reclutamiento) y dinámica de perturbaciones del sistema (incendios, sobrepastoreo, especies invasoras y suelos alterados o compactados). Los objetivos de este estudio son: (i) comprobar la idoneidad de las principales variables índice propuestas en la guía de gestión del hábitat, (ii) comprobar la sensibilidad del índice para discriminar entre diferentes estados de conservación del hábitat, y (iii) desarrollar un modelo coste-efectividad basado en la calidad del hábitat que permita simplificar la toma de decisiones de gestión.

## **2. METODOLOGÍA**

### **2.1 Diseño experimental**

En 2016 se establecieron 132 parcelas de muestreo (Tabla 20) en 3 espacios protegidos (Figura 23) del proyecto LIFE: Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila (código LIC ES6200001), Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor (código LIC ES6200006), y Espacio Protegido Sierra de La Muela, Cabo Tiñoso y Roldán (códigos ZEPA ES0000264 y LIC ES6200024). En la segunda zona se instaló un vallado para evitar el sobrepastoreo. En la tercera, sólo se realizaron actuaciones de cierre de senderos no autorizados y eliminación de especies invasoras. Las parcelas de muestreo se clasificaron en función del principal factor de degradación del hábitat causado por diversas formas de intervención humana. El diseño de las parcelas se adaptó al tipo de acción realizada.

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

Factor de degradación	Actuación implementada	Parcelas	Coste total (€)	Superficie intervenida (ha)
Incendios	En agosto de 2011 ardieron unas 400 ha de bosque mixto de <i>Pinus-Tetraclinis</i> . La regeneración posterior del bosque de pinos alcanzó los 3000 ejemplares/ha en algunas zonas, por lo que el objetivo era reducirla a un máximo de 600 ejemplares/ha.	20 (a)	121,381	28.09
Competencia	Disminuir la presión competitiva causada por el pinar y estimular la actividad reproductiva de los subadultos de <i>T. articulata</i> mediante el incremento de la luz solar recibida.	20 (b)	51,383	9.5
Residuos mineros	Restauración experimental mediante la reintroducción de las principales especies del hábitat en una zona de balsas mineras de mediados del siglo pasado.	14 (c)	53,800	0.88
Disponibilidad limitada de semillas	Plantación de bosquetes de <i>T. articulata</i> ( $20 \pm 8$ ejemplares/parcela) para fomentar la creación de masas forestales abiertas en zonas aisladas donde no se encuentran ejemplares adultos.	26 (b)	38,809	11.27
Suelo compactado	Cierre y restauración de senderos no autorizados para evitar una excesiva fragmentación del hábitat.	10 (c)	46,060	2.58
Sobrepastoreo	Eliminar el sobrepastoreo en una zona específica mediante la instalación de vallas.	20 (a)	61,980	25.61
Especies invasoras	Eliminación de especies invasoras en el ámbito de los Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila	22 (d)	54,199	0.88

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

Factor de degradación	Actuación implementada	Parcelas	Coste total (€)	Superficie intervenida (ha)
	(código ES6200001) y La Muela-CaboTiñoso (código ES0000264).			
	<b>TOTAL</b>	<b>132</b>	<b>427,612</b>	<b>78.81 (13%*)</b>

Tabla 20. Resumen de las actuaciones del proyecto LIFE-*Tetraclinis* y cantidad de parcelas para cada actuación. Cada tipo de parcela se dimensionó respecto al factor de degradación estudiado: (a) parcelas cuadradas de 400 m<sup>2</sup>, (b) parcelas circulares de 15 m de radio, (c) parcelas cuadradas de 25 m<sup>2</sup>, y (d) polígonos irregulares originales de la redacción del proyecto. \*Porcentaje de superficie intervenida en relación al total ocupado por el hábitat prioritario 9570 en la Europa continental (595 ha, Esteve et al. 2017).



Figura 23. Localización de las zonas de estudio en el sureste de la Región de Murcia. Las líneas coloreadas representan los límites de las zonas protegidas. Las actuaciones del proyecto LIFE se desarrollaron en las zonas coloreadas de verde (EPSG 25830-ETRS89 / UTM zone 30N).

## 2.2 Recolección de datos

Se recogieron los datos de las parcelas de muestreo durante el periodo 2016-2019. Estos datos se estandarizaron y se utilizaron para probar el índice de calidad del hábitat (ICH) de *Tetraclinis articulata* propuesto en la guía de gestión del hábitat (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), permitiendo comparar el estado del hábitat antes y después de las acciones de mejora. La riqueza de especies se calculó considerando aquellas más representativas del hábitat: *Chamaerops humilis*, *Maytenus senegalensis*, *Olea europea* var. *sylvestris*, *Osyris lanceolata*, *Periploca angustifolia*, *Pinus halepensis*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera*, *Rhamnus lycioides* y *Tetraclinis articulata*. Hemos considerado como especies más representativas del hábitat prioritario 9570 aquellas especies focales recogidas en la documentación bibliográfica local reciente (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019, Esteve 2009). Se consideraron adultos aquellos ejemplares de *T. articulata* que mostraban signos de haber alcanzado la madurez reproductiva (es decir, con producción de conos). Los ejemplares con un diámetro superior a 8 cm sin signos de haber desarrollado actividad reproductiva se consideraron subadultos. En consecuencia, aquellos con un diámetro menor y sin signos de actividad reproductora se consideraron juveniles. Los factores limitantes y los impactos antropogénicos considerados se muestran en la Tabla 21. Los modelos basados en LiDAR de cobertura de copas, elevación del terreno y pendiente se obtuvieron de la página web del Centro Nacional de Información Geográfica (<https://centrodedescargas.cnig.es>). El índice de quemado normalizado (1) se calculó como una aproximación de la severidad del incendio como la relación entre las bandas NIR y SWIR utilizando imágenes LANDSAT-5 de junio y septiembre de 2011. El índice de vegetación de diferencia normalizada (2) se calculó como la media anual para 2015 de la relación entre las bandas NIR y RED utilizando imágenes LANDSAT-8. Los daños por sobrepastoreo se calcularon como el porcentaje de daños producidos en los primeros 1.5 m (0 = sin daños, 1 = 1-25%, 2 = 25-50%, 3 = 50-75%, 4 = 75-100%) multiplicado por la relación entre la altura dañada y la altura total del ejemplar.

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}; \quad dNBR = NBR_{prefire} - NBR_{postfire} \quad (1)$$

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (2)$$

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

Acrónimo de la variable	Metodología	Contribución al ICH
SpR	Riqueza de especies focales medida como la presencia/ausencia de las principales especies del hábitat: <i>Chamaerops humilis</i> , <i>Maytenus senegalensis</i> , <i>Olea europaea</i> var. <i>Sylvestris</i> , <i>Osyris lanceolata</i> , <i>Periploca angustifolia</i> , <i>Pinus halepensis</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Quercus coccifera</i> , <i>Rhamnus lycioides</i> , <i>Tetraclinis articulata</i> .	Sin especies del hábitat: 0. (a) >0 a 1 o (b) 1 a 2 especies: 1. (a) >1 a 3 o (b) 3 a 4 especies: 2. (a) >3 o (b) >4 especies: 4.
AdN	Número de ejemplares adultos y subadultos (>8 cm de diámetro, sin producción de estróbilos) por 100 m <sup>2</sup> . Los subadultos se ajustan utilizando un coeficiente de 0,5.	Sin adultos o subadultos: 0. Sólo brinzales o juveniles: 1. Hasta 0.5 o subadultos: 2. >0.5 a 1 adulto o subadulto: 3. >1 adulto o subadulto: 4.
RecN	Número de ejemplares reclutados o juveniles (<8 cm de diámetro, sin producción de estróbilos) por 100 m <sup>2</sup> .	Sin brinzales o juveniles: 0. Hasta 2 brinzales o juveniles: 1. >2 a 4 brinzales o juveniles: 2. >4 brinzales o juveniles: 3.
LimF	Factores limitantes. Se consideran factores y presencia de especies limitantes. Se registra la cobertura lineal con al menos 40 metros lineales cada 100 m <sup>2</sup> , en unidades de 20x20 m.	2(1-∑ cobertura no superpuesta –en tanto por uno– de <i>Pinus halepensis</i> , <i>Chamaerops humilis</i> , <i>Calicotome intermedia</i> , <i>Brachypodium retusum</i> , suelo compactado o roca no fisurada, hojarasca de pino)
AImp	Impactos antropogénicos. Se estima mediante inspección visual en unidades de 20x20 m.	<b>Nulo.</b> Sin impacto apreciable: 1 <b>Bajo.</b> Impactos menores sin relevancia funcional para el hábitat (ejemplares adultos o subadultos con más de tres troncos basales, suelo compactado, escombros y vertidos en menos del 5% de la superficie, sin presencia de especies invasoras): 0.

Acrónimo de la variable	Metodología	Contribución al ICH
		<p><b>Medio.</b> Impacto estructural y funcionalmente relevante, que no amenaza la dinámica demográfica (5-25% de la superficie de suelo compactado, especies invasoras &lt; 10%, daños significativos por sequía o sobrepastoreo, ejemplares quemados con &gt;50% de recuperación de biomasa original): -1 (un solo impacto), -2 (más de uno).</p> <p><b>Elevado.</b> Dinámica demográfica estructural y funcionalmente alterada (superficie de suelo compactado &gt; 25%, especies invasoras &gt; 10%, daños graves causados por sequía o sobrepastoreo, ejemplares quemados con &lt;50% de recuperación de biomasa original): -2 (un solo impacto), -3 (más de uno).</p>

Tabla 21. Variables utilizadas para el cálculo del índice de calidad del hábitat (ICH) y metodologías aplicadas. La contribución al índice de calidad corresponde a (a) 100 m<sup>2</sup> o (b) 400 m<sup>2</sup> de parcela de muestreo. *SpR*: riqueza de especies focales, *AdN*: n° de adultos y subadultos, *RecN*: n° de brinzales y juveniles, *LimF*: factores limitantes, *AImp*: impactos antropogénicos.

### 2.3 Índice de Calidad del Hábitat y modelo Coste-Efectividad

Con el objetivo de facilitar el estudio y valoración del estado de conservación del hábitat prioritario 9570 "Bosques de *Tetraclinis articulata*", se ha desarrollado un índice de calidad del hábitat de uso sencillo (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). Este índice se ha calculado a partir de la riqueza de especies focales del hábitat (*SpR*), el número de ejemplares adultos y subadultos (*AdN*), el número de ejemplares reclutados o juveniles (*RecN*), los factores limitantes que afectan al reclutamiento (*LimF*) y los impactos antropogénicos (*AImp*). En la Tabla 2 se resumen los procedimientos a considerar para cada variable implicada en el cálculo del índice. El valor del índice de calidad del hábitat (3) oscila entre -3 y 12 y clasifica la calidad del hábitat en 5 categorías:

*Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de Tetraclinis articulata y análisis coste efectividad en medidas de gestión*

Desfavorable-Malo (-3 a 2), Desfavorable-Inadecuado (2 a 5), Favorable-Básico (5 a 7), Favorable-Bueno (7 a 9) y Favorable-Óptimo (9 a 12). Cada una de las parcelas del estudio posee un valor de ICH. Las actuaciones obtienen un valor promedio de ICH a partir de la media resultante de las unidades que las componen.

$$ICH = 0.91(SpR + AdN + RecN + LimF) + AImp \quad (3)$$

## **2.4 Análisis de los datos**

Se ha empleado una matriz de correlaciones (paquete R 'corrplot', Taiyun & Simko 2021) y un análisis de componentes principales (paquete R 'FactoMineR', Lê et al. 2008) sobre las siguientes variables para analizar su posible implementación en el índice de calidad: riqueza de especies del hábitat, número total de ejemplares adultos y subadultos de *T. articulata*, número total de brinzales y juveniles de *T. articulata*, factores limitantes o impactos antropogénicos, cobertura del dosel arbóreo, elevación, pendiente, diferencia del índice de quemado normalizado (Key et al. 2002), índice de vegetación de diferencia normalizada (Kriegler et al. 1969) y daños por sobrepastoreo (Montoya-Bernabéu & Esteve-Selma 2017). Se ha utilizado una aproximación ANOVA (paquete R 'car', Fox & Weisberg 2019) para verificar la ausencia de diferencias estadísticamente significativas en los valores de ICH entre las distintas parcelas incluidas en cada grupo de actuación. El propósito de estos análisis fue: (i) confirmar la similitud de las condiciones iniciales de las parcelas incluidas en cada grupo y (ii) verificar que las actuaciones de mejora tuvieron un efecto similar sobre cada uno de los grupos de parcelas. Posteriormente, se ha realizado un *t*-test pareado para determinar si la variación observada en el valor ICH para cada grupo intervenido era significativa. Con el fin de obtener un modelo de coste-efectividad, se ha utilizado un modelo lineal que relaciona el coste en euros por hectárea y por incremento unitario de ICH de cada acción y su valor medio inicial de ICH. Para este modelo se ha aplicado el logaritmo natural a la variable dependiente.

## **3. RESULTADOS**

### **3.1 Análisis de correlación**

En la Tabla 22 se muestran los valores de los coeficientes de correlación de Pearson de las variables analizadas. Aunque la mayoría de ellas están poco o

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

moderadamente correlacionadas, los valores más altos se observan para los pares riqueza de especies-impactos antropogénicos y cobertura arbórea-NDVI.

	<i>SpR</i>	<i>AdN</i>	<i>RecN</i>	<i>LimF</i>	<i>AImp</i>	<i>Cov</i>	<i>Elev</i>	<i>Slp</i>	<i>dNBR</i>	<i>NDVI</i>
<i>AdN</i>	<b>0.43</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>RecN</i>	<b>0.24</b>	<b>0.3</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>LimF</i>	<b>-0.21</b>	0.03	-0.1	-	-	-	-	-	-	-
<i>AImp</i>	<b>-0.65</b>	-0.1	-0.1	<b>0.24</b>	-	-	-	-	-	-
<i>Cov</i>	<b>0.32</b>	0.13	0.12	<b>0.38</b>	<b>-0.4</b>	-	-	-	-	-
<i>Elev</i>	<b>-0.21</b>	0.02	-0.05	<b>0.36</b>	<b>0.41</b>	0	-	-	-	-
<i>Slp</i>	<b>0.27</b>	<b>0.25</b>	<b>0.21</b>	<b>-0.46</b>	-0.08	-0.02	<b>-0.36</b>	-	-	-
<i>dNBR</i>	<b>0.42</b>	<b>0.28</b>	-0.08	<b>-0.2</b>	0.08	<b>-0.32</b>	0.05	<b>0.23</b>	-	-
<i>NDVI</i>	<b>0.46</b>	0.17	0.15	-0.08	<b>-0.52</b>	<b>0.75</b>	-0.14	<b>0.22</b>	0.16	-
<i>GraD</i>	0.04	<b>0.21</b>	<b>0.46</b>	<b>-0.34</b>	0.08	<b>-0.22</b>	-0.17	<b>0.18</b>	0.13	-0.07

Tabla 22. Matriz de correlaciones. *SpR*: riqueza de especies focales, *AdN*: nº de adultos y subadultos, *RecN*: nº de brinzales y juveniles, *LimF*: factores limitantes, *AImp*: impactos antropogénicos, *Cov*: cobertura de copas, *Elev*: elevación en metros sobre el nivel del mar, *Slp*: pendiente expresada en grados, *dNBR*: diferencia del índice de quemado normalizado, *NDVI*: índice de vegetación de diferencia normalizada, *GraD*: daños por sobrepastoreo. Las diferencias significativas ( $p$ -valor < 0.05) se indican en negrita.

### 3.2 Análisis de componentes principales (PCA)

Los principales resultados obtenidos del análisis de componentes principales se resumen en la Tabla 23. El lado izquierdo revela que los cuatro primeros componentes contribuyen a cerca del 74% de la varianza explicada. El lado derecho incluye la contribución de las variables a las cuatro primeras dimensiones.

Componente	Valor propio	% Varianza	$\Sigma$ Varianza	Variable	Dim. 1	Dim. 2	Dim. 3	Dim. 4
1	3.01	27.32	27.32	<i>SpR</i>	22.24	0.00003	10.75	0.003
2	2.20	20.04	47.36	<i>AdN</i>	6.96	0.98	9.74	22.32
3	1.48	13.49	60.84	<i>RecN</i>	5.55	1.79	6.33	28.31
4	1.45	13.15	73.99	<i>LimF</i>	4.65	19.88	2.19	9.69
5	0.81	7.38	81.37	<i>AImp</i>	18.12	3.00	0.24	8.32
6	0.65	5.95	87.32	<i>Cov</i>	7.62	28.29	0.44	1.53
7	0.52	4.76	92.08	<i>Elev</i>	7.12	3.00	8.66	15.60
8	0.38	3.42	95.50	<i>Slp</i>	8.90	9.97	0.001	0.39
9	0.27	2.49	97.99	<i>dNBR</i>	0.55	9.18	44.10	0.26

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

Componente	Valor propio	% Varianza	$\Sigma$ Varianza	Variable	Dim. 1	Dim. 2	Dim. 3	Dim. 4
10	0.12	1.06	99.05	<i>NDVI</i>	17.07	10.87	0.57	0.05
11	0.10	0.95	100	<i>GraD</i>	1.20	13.05	16.98	13.54

Tabla 23. Resumen de los resultados obtenidos por el ACP. La contribución de las variables incluidas en el índice de calidad del hábitat (ICH) se muestra sombreada en gris. *SpR*: riqueza de especies focales, *AdN*: nº de adultos y subadultos, *RecN*: nº de brinzales y juveniles, *LimF*: factores limitantes, *AImp*: impactos antropogénicos, *Cov*: cobertura de copas, *Elev*: elevación en metros sobre el nivel del mar, *Slp*: pendiente expresada en grados, *dNBR*: diferencia del índice de quemado normalizado, *NDVI*: índice de vegetación de diferencia normalizada, *GraD*: daños por sobrepastoreo.

La representación gráfica de los tres primeros ejes pone de manifiesto la configuración dimensional de los grupos de estudio (Figura 24). Según la ubicación de los grupos en las dos primeras dimensiones (**a**), se sugiere un gradiente de degradación del sistema. Un gradiente evidente de actividades degradativas se encuentra representado por el eje de la primera dimensión, mientras que el eje de la segunda dimensión sugiere una gradación secundaria que implica algunos procesos históricos de alteración del hábitat (pastoreo e incendios). Además, la incorporación de la tercera dimensión (**b**) permite distinguir claramente entre zonas incendiadas y zonas sobrepastoreadas.

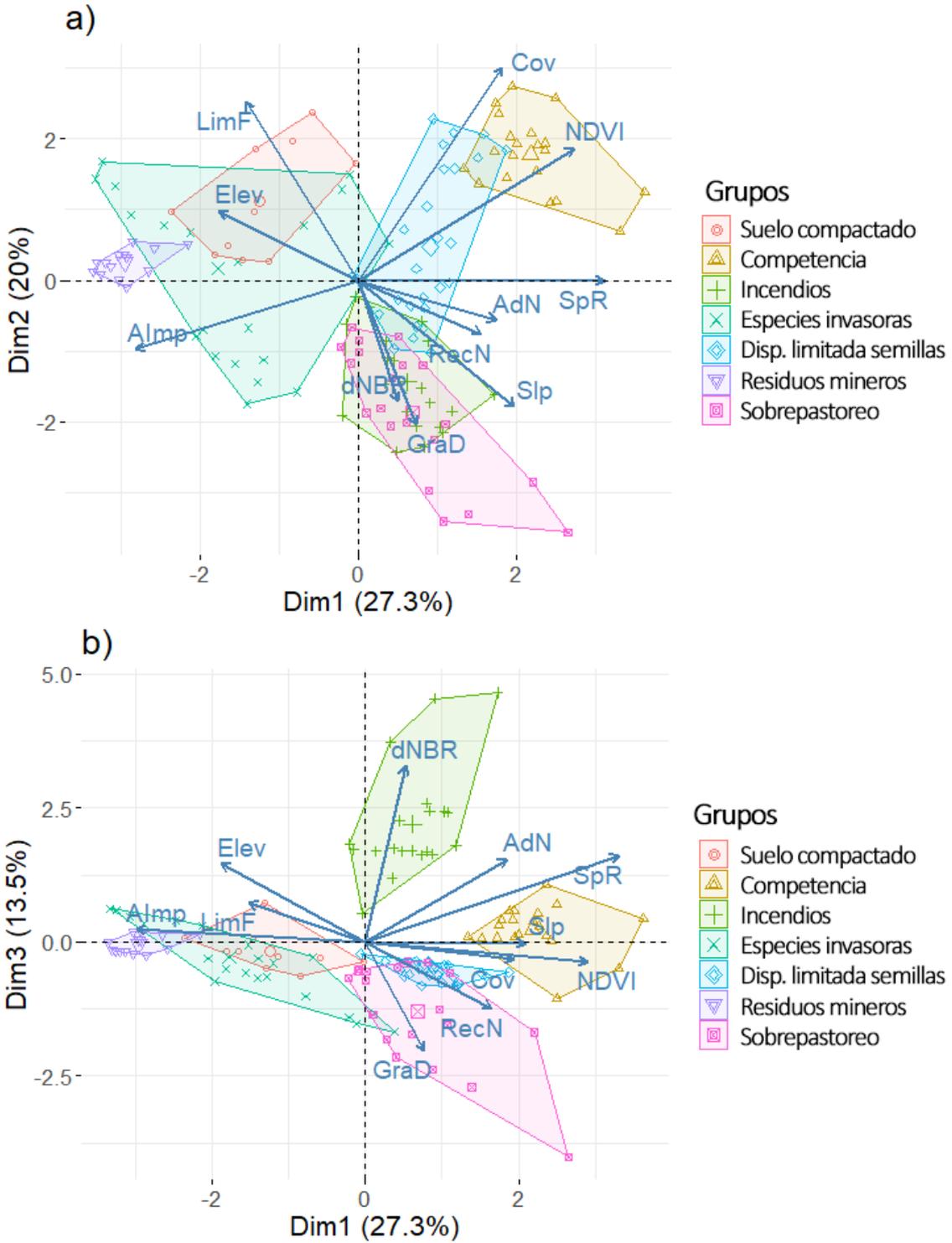


Figura 24. Clasificación de los grupos del ACP: **(a)** dimensiones 1 y 2, **(b)** dimensiones 1 y 3. Los nombres de los grupos se corresponden con los de la Tabla 1. *SpR*: riqueza de especies focales, *AdN*: nº de adultos y subadultos, *RecN*: nº de brinzales y juveniles, *LimF*: factores limitantes, *Almp*: impactos antropogénicos, *Cov*: cobertura de copas, *Elev*: elevación en metros sobre el nivel del mar, *Slp*: pendiente expresada en grados, *dNBR*: diferencia del índice de quemado normalizado, *NDVI*: índice de vegetación de diferencia normalizada, *GraD*: daños por sobrepastoreo.

### 3.3 Variación del Índice de Calidad del Hábitat

Las pruebas ANOVA aplicadas al conjunto de las parcelas que componían cada grupo no revelaron diferencias significativas en los valores iniciales del ICH antes de aplicar las medidas de mejora del hábitat (Tabla 24). Dichos valores (Figura 25) muestran que sólo el grupo de situaciones de competencia ecológica presentaba valores iniciales favorables del índice de calidad. Los valores iniciales del ICH parecen ser coherentes con el gradiente de degradación sugerido por el análisis de componentes principales.

Grupos ANOVA	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	DF	Valor F	p-valor
Incendios	7.005	1.751	4	1.466	0.262
Residuos	17.916	1.194	15	-	-
Competencia	12.57	4.191	3	2.501	0.0964
Residuos	26.81	1.675	16	-	-
Residuos mineros	2.663	2.663	1	2.626	0.131
Residuos	12.169	1.014	12	-	-
Disp. lim. de semilla	1.556	0.5188	3	0.649	0.592
Residuos	17.598	0.7999	22	-	-
Suelo compactado	1.048	1.0481	1	1.379	0.274
Residuos	6.079	0.7599	8	-	-
Sobrepastoreo	3.02	3.023	1	1.02	0.326
Residuos	53.34	2.964	18	-	-
Especies invasoras	1.929	0.9647	2	3.368	0.056
Residuos	5.442	0.2864	19	-	-

Tabla 24. Resultados de los test ANOVA aplicados a los valores iniciales del ICH de las parcelas de cada grupo de estudio. Significancia del p-valor: \* < 0.05, \*\* < 0.01, \*\*\* < 0.001.

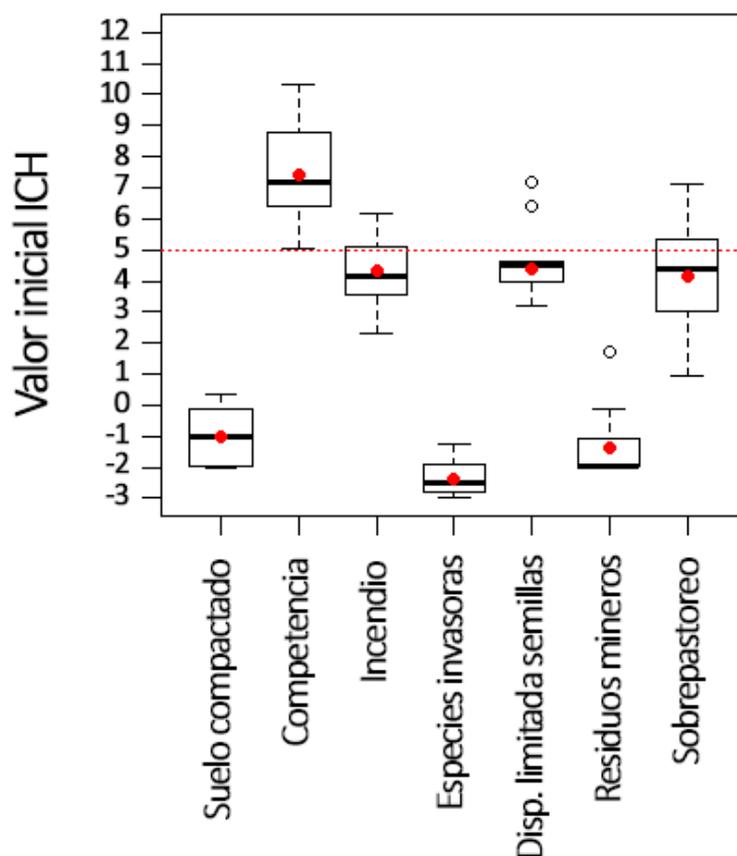


Figura 25. Valores iniciales del ICH antes de la implementación de las actuaciones de mejora del hábitat. La línea punteada roja representa el valor a partir del cual el índice es favorable. Los puntos rojos representan el valor medio para cada grupo.

Como resultado de las actuaciones ejecutadas, sólo las parcelas de eliminación de especies invasoras mostraron diferencias significativas (Tabla 25). Las actuaciones resultaron en un incremento global del índice de calidad del hábitat (Figura 26). Sin embargo, aquellos grupos que se encontraban sometidos a intensos procesos de degradación y que originalmente mostraban valores negativos del índice mantuvieron una calificación de calidad desfavorable ( $ICH < 5$ ).

Grupos ANOVA	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	DF	Valor F	p-valor
Incendios	5.283	1.321	4	0.632	0.648
Residuos	31.36	2.091	15	-	-
Competencia	4.34	1.447	3	0.59	0.63
Residuos	39.23	2.452	16	-	-
Residuos mineros	0.956	0.9555	1	0.64	0.439
Residuos	17.912	1.4927	12	-	-

Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión

Grupos ANOVA	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	DF	Valor F	p-valor
Disp. lim. de semilla	3.009	1.003	3	2.058	0.135
Residuos	10.722	0.4874	22	-	-
Suelo compactado	2.51	2.505	1	0.416	0.537
Residuos	48.13	6.016	8	-	-
Sobrepastoreo	5.54	5.541	1	1.374	0.256
Residuos	72.61	4.034	18	-	-
Especies invasoras	73.63	36.82	2	18.09	<0.001 ***
Residuos	38.68	2.04	19	-	-

Tabla 25. Resultados de los test ANOVA aplicados a los valores finales del ICH de las parcelas de cada grupo de estudio. Significancia del p-valor: \* < 0.05, \*\* < 0.01, \*\*\* < 0.001.

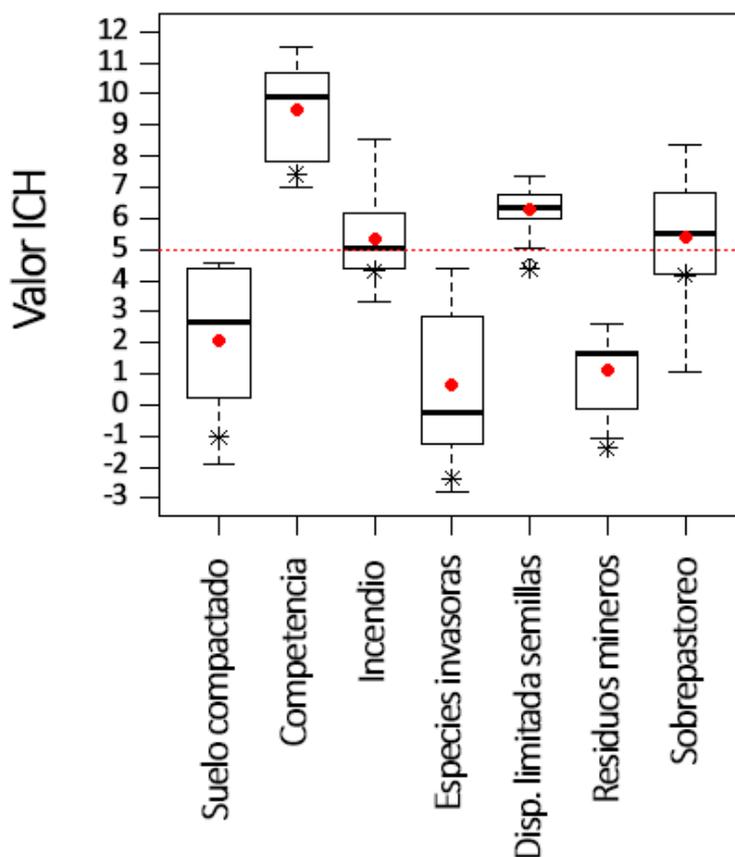


Figura 26. Valores finales del ICH después de la implementación de las actuaciones de mejora del hábitat. La línea punteada roja representa el valor a partir del cual el índice es favorable. Los puntos rojos representan el valor medio para cada grupo. El valor medio inicial se representa como un asterisco.

Las actuaciones de mejora del hábitat tuvieron un efecto positivo sobre el valor del índice de calidad de los grupos. Todas ellas registraron cambios estadísticamente

*Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de Tetraclinis articulata y análisis coste efectividad en medidas de gestión*

significativos (Tabla 26). Tras ponderar las superficies intervenidas en cada actuación, la media global del índice de calidad del hábitat mejoró de 4.33 (Desfavorable-Inadecuado) a 5.79 (Favorable-Básico).

<b>Código</b>	<b>Promedio ICH<sub>i</sub></b>	<b>Promedio ICH<sub>f</sub></b>	<b>Diferencia</b>	<b>t</b>	<b>df</b>	<b>p-valor</b>
Incendios	4.312	5.34	1.028	3.772	19	<0.01 **
Competencia	7.41	9.466	2.056	9.936	19	<0.001 ***
Residuos mineros	-1.384	1.11	2.494	5.776	13	<0.001 ***
Disp. lim. de semilla	4.376	6.301	1.925	10.446	25	<0.001 ***
Suelo compactado	-1.041	2.057	3.098	4.135	9	<0.01 **
Sobrepastoreo	4.175	5.411	1.237	10.187	19	<0.001 ***
Especies invasoras	-2.36	0.639	2.998	6.939	21	<0.001 ***

Tabla 26. Resultados de los *t*-test pareados empleados para evaluar los efectos de la implementación de las actuaciones sobre el índice de calidad (ICH<sub>i</sub>: valor inicial, ICH<sub>f</sub>: valor final). Significancia del *p*-valor: \* < 0.05, \*\* < 0.01, \*\*\* < 0.001.

### **3.4 Modelo de coste-efectividad**

En la Figura 27 se muestra el modelo lineal que relaciona el valor medio inicial del ICH con el coste en euros de incrementar un punto de calidad por hectárea. El modelo obtiene un valor R<sup>2</sup> de 0.7152 y un *p*-valor estadísticamente significativo (0.0165 \*). La tendencia observada indica que el coste económico se reduce considerablemente conforme se incrementa el valor inicial del índice de calidad.

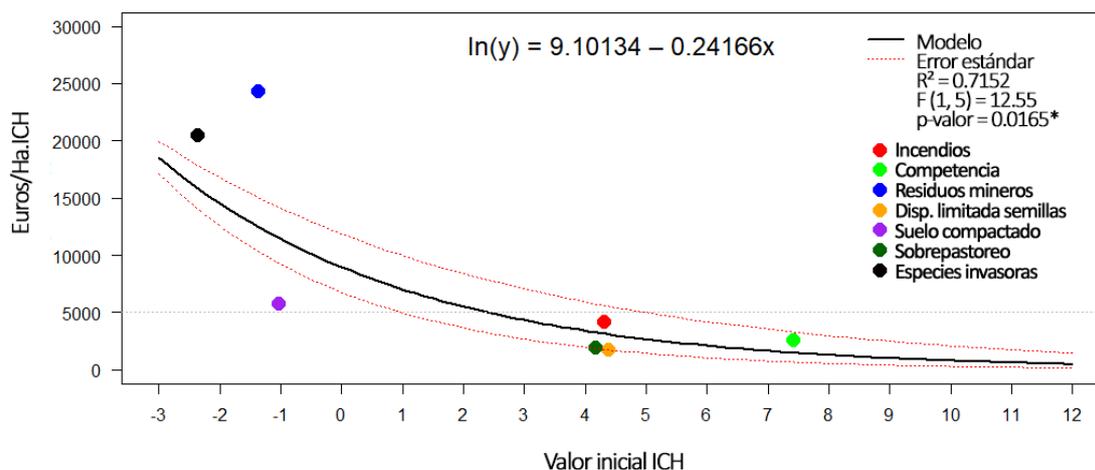


Figura 27. Modelo coste-efectividad basado en el valor medio inicial del índice de calidad del hábitat y el coste en euros de incrementar un punto de calidad por hectárea. Significancia del  $p$ -valor: \* < 0.05, \*\* < 0.01, \*\*\* < 0.001.

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1 Variables del índice de Calidad el Hábitat

De forma previa a este trabajo, algunos autores han sugerido ciertos indicadores para evaluar el estado de conservación del hábitat prioritario 9570 (Pescador et al. 2019, Esteve 2009). A este respecto, el índice utilizado en este estudio (ICH, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019) integra dichos indicadores y ha demostrado ser una herramienta de gestión del hábitat útil y fácil de aplicar. A raíz de los análisis aplicados a las variables implicadas en el índice de calidad se han observado algunos resultados sugerentes. La escasa o moderada correlación observada indica que las variables del índice comparten un mínimo de información, lo que las convierte en no redundantes y válidas para evaluar la calidad global del hábitat. Las variables inicialmente propuestas para el ICH (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019) tuvieron un efecto importante sobre las cuatro primeras dimensiones del análisis de componentes principales al absorber cerca del 74% de la varianza, lo que justificaría su inclusión. La representación gráfica de las dos primeras dimensiones sugiere la existencia de un gradiente de presión degradativa relacionado con la intensidad de los impactos, en función de que involucren a diferentes compartimentos ecológicos de los ecosistemas, a determinados factores físicos, a la composición del suelo o exclusivamente a cambios en la comunidad vegetal. Además, la tercera dimensión sugiere algunas mejoras potenciales del índice, ya que el factor que incluye los impactos antropogénicos podría segregarse para considerar perturbaciones específicas como la intensidad de los incendios o el

*Capítulo 5. Resultados y Discusión (III): Evaluación del Índice de Calidad del Hábitat de *Tetraclinis articulata* y análisis coste efectividad en medidas de gestión*

sobrepastoreo. Estas últimas perturbaciones se corresponden con los impactos tradicionalmente más comunes en el conjunto del área geográfica que ocupan las formaciones de *T. articulata* (Terras et al. 2008, Esteve-Selma et al. 2017a, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019, Moya-Pérez et al. 2021). Los factores clave que contribuyen a la variabilidad del hábitat de los rodales de *Tetraclinis* parecen ser la severidad de los impactos antropogénicos, la riqueza de fanerófitos específicos del hábitat y el papel de la vegetación acompañante (que restringe o facilita el reclutamiento). Otros factores como la compactación del suelo o el volumen de hojarasca (Hadjadj-Aoul et al. 2009, Dallahi et al. 2017, Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019), la cobertura del dosel arbóreo (Moya-Pérez et al. 2021) y otras variables directamente asociadas a la especie objetivo (densidad de adultos y número de juveniles o reclutas de *T. articulata*) también son relevantes. Es interesante que estas variables demográficas relacionadas con la especie objetivo fuesen las últimas en ser incorporadas, lo que permite una diferenciación más nítida entre la calidad del hábitat (en un sentido estrictamente ecosistémico) y la calidad de cada parcela de estudio que guarda relación directa con el estado demográfico local de *T. articulata*.

El índice clasifica de forma coherente y fiable la calidad de las distintas formaciones de *Tetraclinis* estudiadas. El primer eje del ACP clasifica sistemáticamente los valores del índice, separando adecuadamente los negativos de los positivos. No obstante, hay que señalar que en este análisis no se incluyeron las expresiones de máxima calidad del hábitat, ya que el objetivo del proyecto LIFE era seleccionar las localidades que requerían actuaciones de mejora. En el caso de parcelas no perturbadas situadas en zonas localmente óptimas, el valor del índice oscila entre 10.6 y 11.4 (datos no publicados del Departamento de Ecología e Hidrología). Además, se ha demostrado que el índice responde a las medidas de gestión. Sólo dos años después de las actuaciones, la calidad media del hábitat en las 78.81 hectáreas implicadas en el estudio mejoró de Desfavorable-Inadecuada a Favorable-Básica, con un incremento global de 1.46 en el índice de calidad del hábitat. Aquellas actuaciones que implicaban condiciones poblacionales extremadamente deterioradas mostraron una mejora significativa, sin embargo, este hecho debe ser revisado considerando los costes económicos. Estudios previos sobre la eliminación de la competencia ecológica o la capacidad de colonizar zonas mineras abandonadas han indicado la rápida capacidad de respuesta de *T. articulata* cuando el impacto principal desaparece (Moya-Pérez et al. 2021, Oná et al. 2021).

#### 4.2 Aplicabilidad del Índice al manejo del hábitat y a otras áreas biogeográficas

Según las últimas evaluaciones de las necesidades de mejora de los hábitats protegidos europeos, los bosques son los que presentan mayores necesidades (European Commission 2020). El estado de conservación del hábitat prioritario 9570 "Bosques de *Tetraclinis articulata*" fue clasificado como "Desfavorable-Inadecuado" en 2015 (European Commission 2015). El presente trabajo ha confirmado el potencial del ICH para evaluar la rentabilidad de las medidas de gestión aplicadas sobre las poblaciones europeas de *T. articulata*. El coste económico por unidad de cambio y hectárea vendría determinado por el valor inicial del índice de calidad del hábitat. Aunque las variaciones globales resultaron mayores en situaciones de degradación extrema, con un valor inicial de calidad intermedio, el coste económico de incrementar un punto de calidad por hectárea sería significativamente menor en comparación con las situaciones que presentan valores inferiores o negativos del índice. Por tanto, nuestros resultados sugieren que el aprovechamiento del potencial de regeneración de esta especie mediante actuaciones de bajo impacto centradas en factores degradativos específicos podría beneficiar al sistema en un tiempo relativamente corto y con un coste económico bajo. Este planteamiento podría suponer un cambio en el enfoque de la restauración de hábitats en ambientes semiáridos, trascendiendo los métodos tradicionales centrados principalmente en las reforestaciones (Navarro-Cano et al. 2019). Esta información puede ser útil como guía para los gestores a la hora de decidir las zonas que deben ser consideradas para llevar a cabo actuaciones de mejora de la calidad del hábitat.

Anteriores estudios de investigación realizados sobre las poblaciones argelinas (Hadjadj-Aoul et al. 2009) y marroquíes (Dallahi et al. 2017) sugieren un elevado potencial de regeneración en ausencia de pastoreo. Asimismo, se ha observado una elevada capacidad de regeneración en las poblaciones argelinas después de ser dañadas por incendios (Terras et al. 2008). No obstante, el uso intensivo e incontrolado de la madera de *Tetraclinis* para trabajos de carpintería, artesanía y construcción puede conducir a un declive irreversible de las poblaciones norteafricanas, especialmente en Marruecos, donde esta especie presenta la mayor parte de su rango de distribución (Charco 1999, El-Mouridi et al. 2011, Sghaier et al. 2015, Benabid et al. 2015). Las mejoras globales observadas en el índice de calidad que se presentan en este estudio son coherentes con la elevada capacidad de regeneración de la especie, especialmente si se considera que las medidas específicas desarrolladas para hacer frente a estas presiones se tradujeron en intervenciones de bajo impacto (reducción de la cobertura del pinar e

instalación de un vallado). Considerando que las amenazas para la conservación de *T. articulata* son muy similares, el índice tiene el potencial de ser aplicado a sus poblaciones del semiárido norteafricano introduciendo algunas modificaciones menores (por ejemplo, en cuanto a la composición de las especies del hábitat y la explotación de la madera), lo que resultaría de utilidad tanto para establecer el estado de conservación global de esta especie como para el desarrollo de planes de conservación y gestión del hábitat.

#### **4.3 Aplicabilidad el Índice bajo el contexto de los escenarios de cambio climático**

En cuanto a los efectos esperados del cambio climático sobre las poblaciones ibéricas de *Tetraclinis articulata* (Esteve-Selma et al. 2012), se pueden establecer dos escenarios diferentes: (i) la aparición de nuevas áreas distantes más allá de su área de distribución actual y (ii) la respuesta de las poblaciones actuales en la costa mediterránea ibérica. El primer escenario podría resultar problemático si no se facilita artificialmente la colonización de las nuevas áreas, ya que la especie manifiesta una baja velocidad de dispersión (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019). De acuerdo con el segundo escenario, las poblaciones actuales en la costa ibérica se verían favorecidas debido a dos factores: (a) un mayor acercamiento a su nicho climático óptimo en el norte de África (zonas más cálidas, sin grandes variaciones en las precipitaciones) y (b) una menor competencia con *Pinus halepensis*, especie con la que actualmente compite por las localizaciones más propicias en cuanto a déficit hídrico (Moya-Pérez et al. 2021). El índice se ha ajustado para una respuesta asintótica en sus rangos más favorables, limitada a un total de 12 puntos. Una determinada mejora numérica o poblacional de la especie objetivo en sus ubicaciones óptimas actuales no debería dar lugar a una variación sustancial del valor del índice. En cuanto al resto de especies focales locales del hábitat, aquellas que han sido modelizadas (*Chamaerops humilis*, *Maytenus senegalensis* y *Periploca angustifolia*) presentan una respuesta diversa según la especie (Esteve-Selma et al. 2015). Las restantes especies que componen este hábitat se encuentran aún en fase de estudio. Por tanto, no se descarta que este apartado del índice deba ser adaptado a las nuevas condiciones en un futuro próximo.

## **CAPÍTULO 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN (IV): PROPUESTA DE TRAYECTORIAS DE GESTIÓN PARA LA MEJORA DEL HÁBITAT DE *TETRACLINIS ARTICULATA*<sup>3</sup>**

### **1. INTRODUCCIÓN**

Los eventos de sequía extrema vienen mostrando durante las últimas décadas unas tendencias crecientes en su duración e intensidad, todo ello relacionado con el cambio climático (Della-Marta et al. 2007, Sánchez et al. 2011). Su combinación con temperaturas elevadas hace que estos episodios puedan provocar grandes desequilibrios en los procesos de mortalidad y reclutamiento de diversas especies forestales (McDowell et al. 2008, Adams et al. 2009, Allen et al. 2010). Estos eventos de mortalidad masiva inducidos por la sequía pueden llegar a redefinir la distribución de las especies forestales (del Cacho & Lloret 2012, Greenwodd et al. 2017, Pérez-Navarro et al. 2019). A su vez, estos episodios juegan un papel fundamental sobre la capacidad de resiliencia de los bosques mediterráneos (Lloret 2012, Lloret et al. 2022). Los episodios de sequía extrema se han relacionado con casos de decaimiento de diversos sistemas forestales como los formados por pino albar (Martínez-Vilalta et al. 2012), pino laricio (Sánchez-Salguero et al. 2012) e incluso los alcornoques (Fernández-Cancio et al. 2012). La velocidad a la que ocurren estos eventos exige que se tomen nuevos enfoques en la gestión de los ecosistemas afectados (Hobbs et al 2014, IPCC 2014, Perring et al. 2015, García-Güemes & Calama 2015). Es en este contexto de urgencia es donde surge la necesidad de enfocar la gestión forestal hacia el incremento de la capacidad de resiliencia de las masas forestales y adaptarlas a los escenarios de cambio climático (García-Güemes & Calama 2015, Nabuurs et al. 2017, Jandl et al 2018, Yousefpour et al. 2018, Verkerk et al. 2020, Coello et al. 2022).

Con el objetivo de reducir el impacto que las nuevas circunstancias climáticas ejercen sobre las masas forestales, es necesario aplicar técnicas de silvicultura adaptativa que incrementen su resiliencia frente a eventos extremos (Lindner et al. 2010, Lindner & Calama 2013). Estas técnicas deben incorporar una serie de principios básicos tales como el incremento de la diversidad inter e intraespecífica, de la diversidad estructural de la biomasa y el incremento de la resistencia frente a factores de perturbación (García-

---

<sup>3</sup> A partir de las propuestas realizadas en este capítulo, se ha desarrollado un anteproyecto de gestión del hábitat prioritario 9570 y un proyecto de gestión forestal definitivo en proceso de ejecución por la Administración competente.

*Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata**

Güemes & Calama 2015). Las masas forestales mixtas resultan más resistentes a las perturbaciones (Knoke 2008) y poseen mayor resiliencia que las monoespecíficas (Jactel et al. 2009). Al mismo tiempo, el fomento de la diversidad estructural disminuye el efecto de determinadas perturbaciones que afectan en mayor medida a cohortes específicas (del Río et al. 1997, Mayer et al. 2005).

Durante el periodo 2014-2016, la Región de Murcia sufrió un episodio de sequía extrema que acabó afectando a la mayor parte de sus comunidades vegetales. Este suceso fue la principal causa de distintos grados de decaimiento en las masas forestales de *Pinus halepensis*, llegando a provocar la pérdida o debilitamiento del 13% de la superficie total ocupada por la especie en la región (Esteve-Selma et al. 2017b y 2018). Sin embargo, este episodio mortalidad del pinar supone una oportunidad de expansión para las poblaciones de *Tetraclinis articulata*. Los estudios disponibles sobre el comportamiento esperable de estas dos especies respecto al cambio climático para la ventana 2020-2050 en la Región de Murcia indican tendencias de fuerte retroceso para la superficie ocupada por pino carrasco y un incremento del territorio potencial de *T. articulata* (Esteve-Selma et al., 2010, 2012, 2017a, 2017b y 2018). Esto iría en consonancia con la sustitución del clima típico mediterráneo por unas condiciones más áridas y térmicas que perjudicarían a *P. halepensis*, favoreciendo a su vez la expansión de *T. articulata*, así como de otras especies iberoafricanas. No obstante, si bien estos modelos parecen sugerir una paulatina sustitución del pinar en decaimiento por *Tetraclinis*, ciertas cuestiones como las interacciones locales de competencia entre ambas especies, la longevidad de ambas especies, el grado de solapamiento entre el pinar en decaimiento y los ejemplares adultos de *T. articulata* o incluso su limitada capacidad de dispersión dificultan esta transición. Se abre por tanto una oportunidad única de diseñar una transición asistida y de construir un bosque mixto más diverso compuesto por ambas especies que resultaría en un incremento de la resiliencia frente a eventos de sequía e incendios forestales.

Este capítulo desarrolla un esquema metodológico acorde con el objetivo de elaborar una propuesta de diseño y gestión de los sistemas forestales en sentido amplio y las poblaciones de *Tetraclinis articulata* en particular, en relación con el cambio climático y sus principales factores de presión en el contexto del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila. Esta propuesta es fruto de varios años de investigaciones del grupo de trabajo Ecosistemas Mediterráneos, laboratorio de Ecología Terrestre, del Departamento de Ecología e Hidrología de la UMU. El marco de planificación propuesto comprende dos tipologías básicas de actuación principales:

- I. **Reforzamiento poblacional en zonas con ejemplares aislados.** Una de las actuaciones realizadas durante el desarrollo del proyecto LIFE NAT/ES/000436 “Conservación de las poblaciones europeas de *T. articulata*” tuvo como objetivo principal activar la producción de semilla en ejemplares de *Tetraclinis* cuyas dimensiones eran suficientes para ser adultos, pero se encontraban inmersos dentro del pinar y mostraban baja o nula actividad reproductiva. A fin de estimular dicha actividad mediante el incremento de la irradiación solar recibida, se llevaron a cabo talas de los pinos circundantes en un radio de 15 metros alrededor de cada ejemplar. Esta actuación estaba diseñada para observar los efectos de la disminución de competencia debido a una mortalidad masiva de pino carrasco. Como resultado, durante los dos años posteriores los ejemplares reproductivos se incrementaron en un 55% y la producción de conos se duplicó (Moya-Pérez et al. 2018). El seguimiento de esta actuación ha posibilitado la identificación de ejemplares tipo hacia los que dirigir nuevos esfuerzos, así como el porcentaje de cobertura de pinar óptimo para maximizar el reclutamiento de nuevos *T. articulata* (Moya-Pérez et al. 2021). Este tipo de actuación debe ir acompañada del refuerzo mediante anclado de los ejemplares de *T. articulata* de grandes dimensiones, ya que el viento puede provocar un “efecto vela” que cause el abatimiento del pie ubicado dentro del área manejada. Resulta aconsejable repoblar parte del espacio intervenido con especies del hábitat 9570\*.
- II. **Reintroducción de ejemplares en zonas del hábitat sin presencia actual.** Las repoblaciones efectuadas con ejemplares de *T. articulata* se han centrado históricamente en 3 áreas principales: la Peña del Águila, el Monte de las Cenizas y el monte Roldán. Si bien las dos primeras zonas forman parte del Parque Regional, existen aún grandes zonas dentro del mismo donde se podría potenciar el hábitat de *Tetraclinis* (Esteve-Selma et al 2017a). A este respecto, se han estudiado las repoblaciones realizadas en el marco del proyecto LIFE-*Tetraclinis* y se han desarrollado modelos de supervivencia basados en parámetros físicos y biológicos que pueden utilizarse para prever las probabilidades de éxito de futuras labores de repoblación y reintroducción de la especie.

Además de estas dos tipologías básicas, hay otras en las que el hábitat 9570 no sería el destino final. Desarrollando estas ideas, se definen una serie de escenarios de actuación o trayectorias de gestión a seguir en el entorno del Parque Regional. Las

## *Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata**

actuaciones aconsejadas para cada escenario se basan en la aptitud de las zonas estudiadas para la acogida de un tipo concreto de hábitat y se fundamentan en los criterios establecidos mediante el uso de los modelos presentados en este capítulo. El objetivo de estas trayectorias es el de construir un bosque más diverso con mayor capacidad de resiliencia, capaz de hacer frente a las principales amenazas derivadas del presente escenario de cambio climático tales como los episodios de decaimiento debido a eventos de sequía extrema y la afección por incendios forestales recurrentes. Para alcanzar dicho objetivo, se apuesta por incrementar la complejidad ecosistémica mediante el remplazo de las masas de pino carrasco afectadas por la sequía precedente (2013-2016) y/o las vulnerables frente a los nuevos episodios previsibles bajo el actual marco de cambio climático, para lo cual se aconseja la utilización de especies rebrotadoras resistentes a la sequía. Esta sustitución jugaría un papel múltiple: i) lograr un bosque o matorral arbolado más resiliente ante los efectos de las sequías severas y los incendios forestales, ii) facilitar la expansión de los hábitats 9570\* y 5220\* (ambos climáticos y prioritarios para la UE), de perfil iberoafricano y que además resultan ser los sistemas forestales más singulares y característicos del Parque Regional, iii) reducir tanto la cantidad de combustible disponible como su continuidad espacial en las zonas de actuación y iv) contribuir al incremento del papel de estos sistemas forestales como sumidero de carbono mediante el rejuvenecimiento y la diversificación de las especies que los componen.

## **2. METODOLOGÍA**

Las propuestas de gestión se basan en un conjunto de decisiones previas organizadas en base a la resolución de las siguientes cuestiones, entre otras: i) ¿dónde hemos de realizar extracciones de *Pinus halepensis*, y en qué cantidad?, ii) ¿dónde va a ser posible el reclutamiento natural de las especies claves de ambos hábitats iberoafricanos prioritarios *Tetraclinis articulata* y *Periploca angustifolia* y dónde no?, iii) ¿qué otros taxones pueden acompañar a esas especies clave?. Todo ello precisa de unos criterios metodológicos básicos y una estructura decisoria para la definición de las trayectorias de gestión.

### **2.1 Criterios metodológicos básicos**

De los 17 hábitats presentes en el área, se van a priorizar para su expansión los hábitats climáticos de perfil iberoafricano y prioritarios para la U.E. 9570\* y 5220\*. Complementariamente, en aquellas localidades donde lo anterior no sea recomendable

## Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

los sistemas forestales preexistentes se reforzarán con las especies arbustivas más resilientes del hábitat 5330.

La respuesta de las especies clave de ambos hábitats (*Tetraclinis articulata* y *Periploca angustifolia*) ante el cambio climático es expansiva (Ferrer-Castán et al. 1995, Esteve-Selma et al. 2012), si bien difieren en su capacidad dispersiva, mucho más limitada en *Tetraclinis* por lo que ésta precisará de una mayor atención. Por otra parte, otras especies complementarias resisten bien al cambio climático (*Chamaerops humilis*) o bien son consideradas las más conservativas en el uso del agua, por lo que se encuentran mejor adaptadas a la sequía y el cambio climático como *Pistacia lentiscus* y *Olea europaea* var. *sylvestris* (Moreno-Gutiérrez et al. 2012).

Para establecer la extensión futura de los bosquetes de *Tetraclinis* o los bosques mixtos *Pinus halepensis*-*Tetraclinis* se ha de tener en cuenta el gradiente de probabilidad o de calidad del hábitat existente para esta especie desde Peña del Águila hasta Calblanque (Esteve-Selma et al 2017a). De esta forma, se determinan y cuantifican las superficies totales a intervenir en cada segmento de ese gradiente ambiental.

### 2.2 Determinación de las trayectorias de gestión eco-forestal

Las trayectorias de gestión presentadas en el trabajo son el resultado del empleo de diferentes modelos para el establecimiento de criterios de selección de las zonas de actuación. Para ello, se han desarrollado los siguientes modelos (Tabla 27): i) un modelo de probabilidad de presencia de *T. articulata* basado en la distancia respecto a los núcleos reproductivos más cercanos, ii) un modelo de supervivencia para las repoblaciones realizadas con esta especie que toma como referencia algunas experiencias realizadas durante el proyecto LIFE-*Tetraclinis*, iii) un modelo del decaimiento por sequía de *Pinus halepensis* (Esteve-Selma et al. 2018) y iv) un modelo de densidad de *Periploca angustifolia* (Ferrer-Castán et al. 1995). Todos los modelos se obtuvieron mediante el empleo de técnicas GLM (modelos lineales generalizados).

Variable dependiente y tipo de modelo utilizado	Variables independientes	Tamaño muestral
Probabilidad de presencia de <i>T. articulata</i> (GLM logístico)	Distancia (del centroide de cada cuadrícula al centroide con <i>T. articulata</i> ) Cobertura arbórea y arbustiva	3944 cuadrículas 2586 <i>T. articulata</i>

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Variable dependiente y tipo de modelo utilizado	Variables independientes	Tamaño muestral
	Tipo de sustrato (calizas, filitas y esquistos) Líneas de flujo Orientación Pendiente media Elevación (MDT) Altura de vegetación (máxima, media, mediana, mínima) Irradiación solar (directa, difusa)	
Supervivencia de repoblaciones de <i>T. articulata</i> (GLM logístico)	Irradiación solar (directa, difusa) Cobertura arbórea y arbustiva Líneas de flujo Pendiente media Altura de vegetación (máxima, media, mediana, mínima) Ramoneo Elevación (MDT) Orientación Tipo de sustrato (calizas, arenas y arcillas)	26 parcelas circulares (15 m de radio) 542 <i>T. articulata</i>
Decaimiento de <i>P. halepensis</i> (GLM cuasibinomial)	dNDVI (2011-2016) Cobertura arbórea Orientación	Esteve-Selma et al. 2017b
Densidad de <i>P. angustifolia</i> (GLM Poisson)	Orientación <sup>1</sup> Pendiente	Ferrer-Castán et al. 1995

Tabla 27. Variables usadas en la construcción de los modelos. <sup>1</sup>Reclasificada según Ferrer-Castán et al. 1995.

Debido a la resolución empleada para las modelizaciones, basadas en cuadrículas de 30x30 m, la superficie mínima de referencia para cada una de las actuaciones propuestas será de 900 m<sup>2</sup>. Emplear este nivel de resolución permite la obtención de cartografía con un elevado nivel de detalle y útil para la planificación de las actuaciones propuestas para cada trayectoria de gestión. La variable “presencia” se obtuvo mediante el solapamiento de las cuadrículas y de los ejemplares georreferenciados en el primer censo de 2008 (datos del Laboratorio de Ecosistemas Mediterráneos del Departamento de

## Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Ecología de la Universidad de Murcia) y supone el eje central de la expresión espacial del modelo. La variable “supervivencia” se obtuvo de los datos de las acciones de repoblación realizadas en el marco del proyecto LIFE-*Tetraclinis* en 2018, en concreto de 26 parcelas circulares de 15 metros de radio ubicadas dentro del Parque Regional de Calblaque, monte de las Cenizas y Peña del Águila en solanas y umbrías del Barranco del Moro y en las que se emplearon una media de 28 ejemplares de una savia. Cabe destacar que estas parcelas recibieron únicamente riego de implantación y no de mantenimiento. Durante 2019 y 2020 se llevó a cabo un seguimiento de los ejemplares supervivientes. Para el cálculo de la distancia en metros de los centroides de cada cuadrícula respecto a la más cercana que contienen ejemplares de *T. articulata* se utilizaron matrices de distancia calculadas mediante QGIS. Para la obtención de los modelos digitales de terreno, irradiación solar, líneas de flujo, altura de la vegetación, coberturas forestales, pendiente y orientaciones se han empleado los datos del segundo vuelo LiDAR correspondientes a 2015 disponibles en la web del Centro Nacional de Información Geográfica (<http://centrodedescargas.cnig.es>). Para el tratamiento de los datos LiDAR se utilizó el software FUSION/LDV v4.20 (McGaughey 2021). La información referente al tipo de sustrato se ha obtenido del Mapa Geológico de España escala 1:50,000.

Como se ha comentado anteriormente, la superficie del Parque Regional de Calblaque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila y la localidad de El Sabinar fue dividida en cuadrículas de 30x30 m, obteniendo un total de 33,958 cuadrículas. Esta decisión se toma por dos motivos principales:

- I. Es la resolución nativa de los satélites LANDSAT 7 y 8, cuyos datos se emplearon para el cálculo del diferencial del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (dNDVI), que a su vez es el parámetro principal del modelo de decaimiento de *Pinus halepensis* (Esteve-Selma et al. 2017b y 2018).
- II. Es el área donde se acumula la mayor parte de la semilla producida por los ejemplares adultos de *T. articulata* que se encuentran inmersos en una matriz forestal (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019).

El criterio principal en el que se basa la selección de las trayectorias de gestión propuestas es el de incrementar el peso de los principales hábitats prioritarios climáticos presentes en el Parque Regional (5220\* y 9570\*). Esto se llevará a cabo a través de la eliminación de barreras físicas para facilitar el proceso de colonización natural y, en

## *Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata**

ciertos casos del 9570\*, a través del reforzamiento mediante repoblaciones con especies del hábitat (*T. articulata*, *Pistacia lentiscus* y *Olea europaea* var. *sylvestris*). Para ello, se recomienda la utilización de estas especies debido a que presentan gran capacidad de retención hídrica lo que se traduce en una baja mortalidad ante los efectos de la sequía (Moreno-Gutiérrez et al. 2012). Secundariamente, aquellas zonas de pinar en decaimiento donde no resulte procedente potenciar estos hábitats, irán destinadas a reforzar el hábitat 5330 mediante repoblaciones con lentisco y acebuche.

La calidad de la superficie disponible en el Parque Regional para el hábitat 9570\* disminuye desde Peña del Águila hacia Calblanque. Atendiendo a este gradiente, las superficies de intervención se dividirán en tres grandes sectores según lo descrito en Esteve-Selma et al. (2017a).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1 Distancia entre los ejemplares de *T. articulata***

De los cerca de 8,500 pies de *T. articulata* censados durante 2008 dentro del Parque Regional, sólo un 2.79% se encuentran a distancias superiores a 30 metros de los principales núcleos reproductivos. Estos ejemplares aislados suponen un total de 236 cuadrículas (Figura 28) localizadas en zonas de muy baja densidad (1 o 2 ejemplares por cuadrícula como máximo). Los ejemplares aislados poseen suficiente edad para ser considerados como potencialmente reproductivos (más de 15 años), por lo que se considerarán como objetivos prioritarios a la hora plantear actuaciones de gestión.

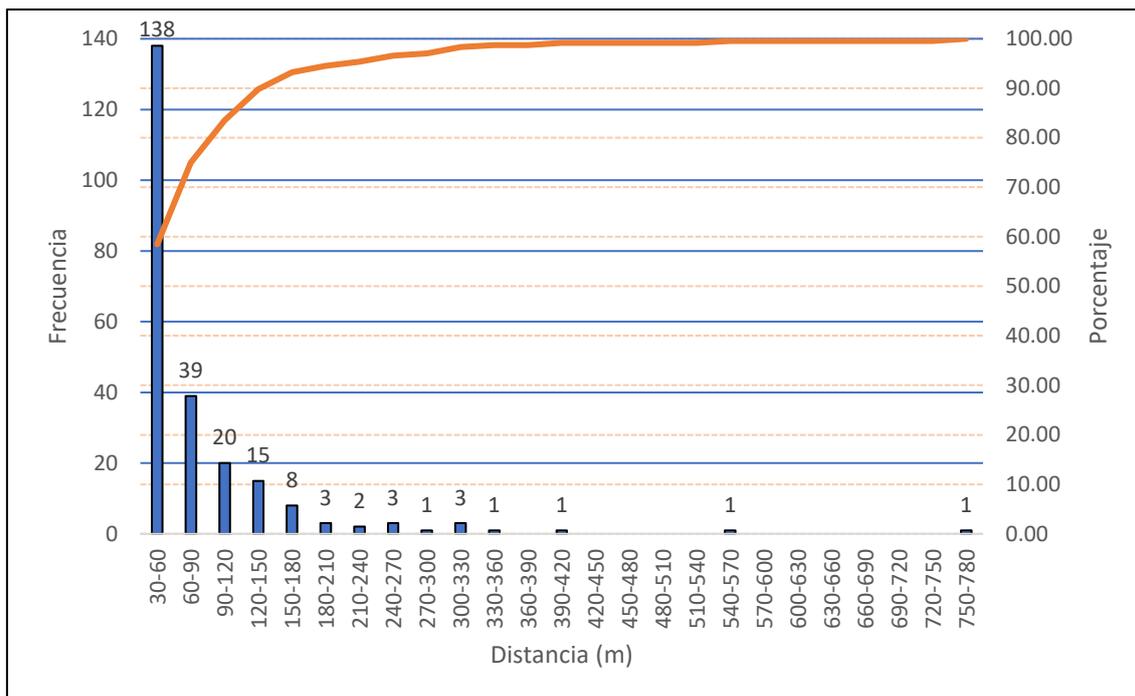


Figura 28. Gráfica de frecuencias acumuladas de la distancia desde los centroides de las cuadrículas que contienen ejemplares aislados de *T. articulata* hasta los principales núcleos reproductivos.

### 3.2 Modelos empleados en la decisión de trayectorias

Las variables que resultan significativas para el modelo de probabilidad de presencia (Figura 29) son el logaritmo neperiano de la distancia desde el centroide de cada cuadrícula al centroide con presencia de *T. articulata* más cercano (34.58% de devianza explicada), la cobertura arbórea (0.87%) y la tipología del sustrato (filitas y esquistos, 0.61% y 0.16% respectivamente). Resulta obvio que es la variable distancia la que absorbe el peso del modelo y que el resto de las que resultan significativas modulan ligeramente el comportamiento. Este modelo alcanza un porcentaje total de devianza explicada del 36.22%.

Para el modelo de probabilidad de supervivencia para repoblaciones de *T. articulata*, las variables significativas son la irradiación solar difusa expresada en  $\text{Wh}\cdot\text{m}^{-2}$  al año (19.85% de devianza explicada), la cobertura arbustiva (35.34%), la altura mínima de la vegetación (11.02%), el número de líneas de flujo (10.55%), la pendiente (7.45%) y la altura mínima de la vegetación (3.84%). En este caso, si bien la cobertura arbustiva posee un mayor valor explicativo que la irradiación solar difusa, la primera no resulta significativa hasta que se suma a la segunda. Esto indica cierta interdependencia entre ambas variables (coeficiente de correlación de Pearson = 0.5764). El total de devianza explicada por este modelo es del 88.05% (Figura 30).

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

El modelo de decaimiento del pinar se adapta del publicado en Esteve-Selma et al. 2018 (Figura 31, devianza explicada 52.16%) y utiliza como variables el diferencial del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (dNDVI) entre 2011 y 2016, la cobertura arbórea y la orientación. Por último, el modelo de densidad de *Periploca angustifolia* se adapta del publicado por Ferrer-Castán et al. 1995 (Figura 32, devianza explicada 81.66%) y emplea como variables significativas la orientación y su la interacción con la pendiente. Los aspectos más destacables de todos los modelos utilizados en la decisión de trayectorias se resumen en la Tabla 28.

Modelo	Variables	Coefficientes	p-valor	Total devianza
Probabilidad de presencia <i>T. articulata</i> (GLM logístico)	(Int.)	10.98	< 0.001***	36.22%
	ln(distancia)	-3.414	< 0.001***	
	cob. forestal	0.01381	0.021699*	
	cob. forestal <sup>2</sup>	-0.0002298	< 0.001***	
	filitas	0.7496	< 0.001***	
	esquistos	0.2961	0.030334*	
Replacación <i>T. articulata</i> (GLM logístico)	(Int.)			88.05%
	irrad. difusa	-23.38	< 0.001***	
	cob. arbustiva	0.0005219	< 0.001***	
	cob.	-0.1578	< 0.001***	
	arbustiva <sup>2</sup>	0.00164	< 0.001***	
	alt. min. veg.	5.686	< 0.01**	
	ln(líneas flujo)	0.4575	< 0.001***	
	pendiente	0.7504	< 0.01**	
	pendiente <sup>2</sup>	-0.02203	< 0.01**	
	alt. máx. veg.	-0.1166	0.019167*	
Decaimiento del pinar (GLM cuasibinomial)	(Int.)	-1.821	< 0.01**	52.16%
	dNDVI	0.01884	< 0.001***	
	dNDVI <sup>2</sup>	-0.00003485	< 0.001***	
	cob. forestal	-0.05847	< 0.01**	
	cob. forestal <sup>2</sup>	0.0003339	0.028589*	
	orientación	0.01654	< 0.001***	
	orientación <sup>2</sup>	-0.00004005	< 0.01**	

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Modelo	Variables	Coefficientes	p-valor	Total devianza
Densidad de <i>P. angustifolia</i> (GLM Poisson)	(Int.)	2.076	< 0.001***	81.66%
	orientación	0.03889	< 0.001***	
	orientación <sup>3</sup>	-0.000002265	< 0.001***	
	ori.*pend.	-	< 0.01**	
		0.0000001206		

Tabla. 28. Modelos GLM empleados para la decisión de trayectorias.

El modelo de probabilidad de presencia de *T. articulata* contiene algunas implicaciones interesantes. Como se puede apreciar en la Figura 2, la mayor parte de las cuadrículas que presentan una probabilidad superior al 80% se encuentra ya ocupadas por ejemplares de *Tetraclinis* (el 94.53%). Sin embargo, cuando la probabilidad de presencia es inferior al 80% el porcentaje de ocupación decae de forma considerable. Este modelo (Figura 29), junto con el de probabilidad de supervivencia de repoblaciones (Figura 30), van a determinar la mayor parte de las propuestas de trayectorias de gestión y potenciación del hábitat 9570\*.

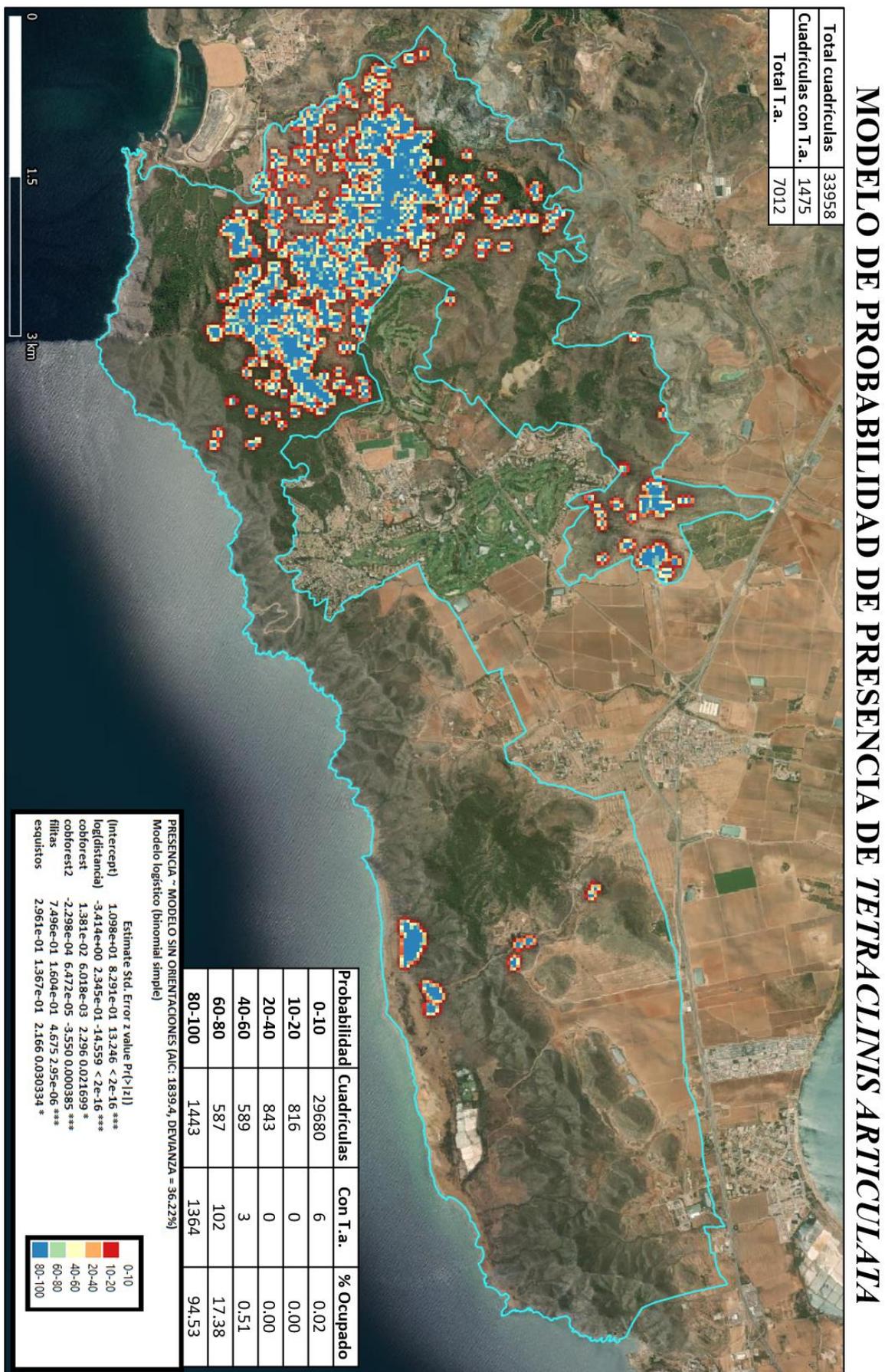


Figura 29. Modelo de probabilidad de presencia de *Tetraclinis articulata*.

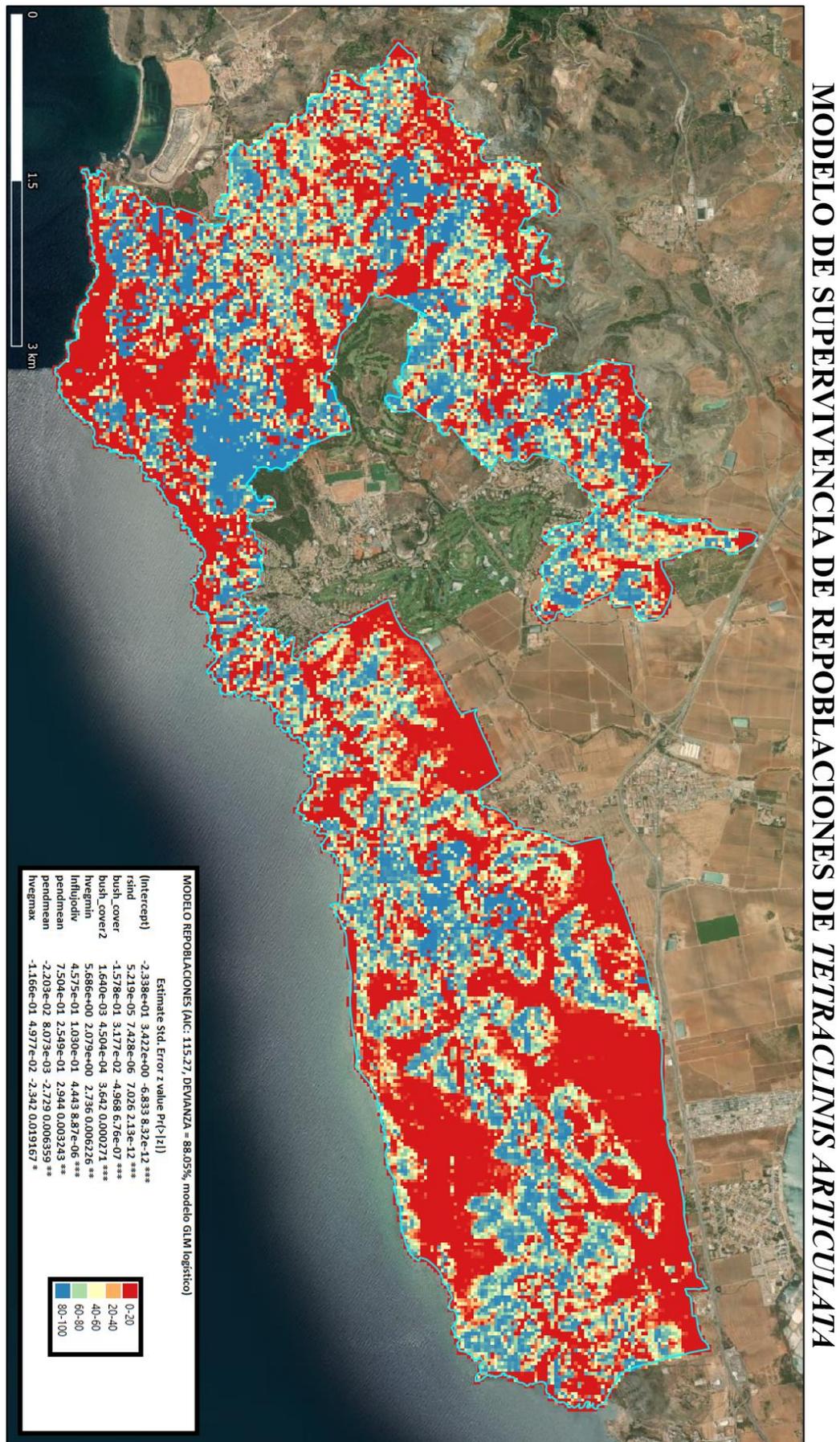


Figura 30. Modelo de probabilidad de supervivencia para repoblaciones de *Tetraclinis articulata*.

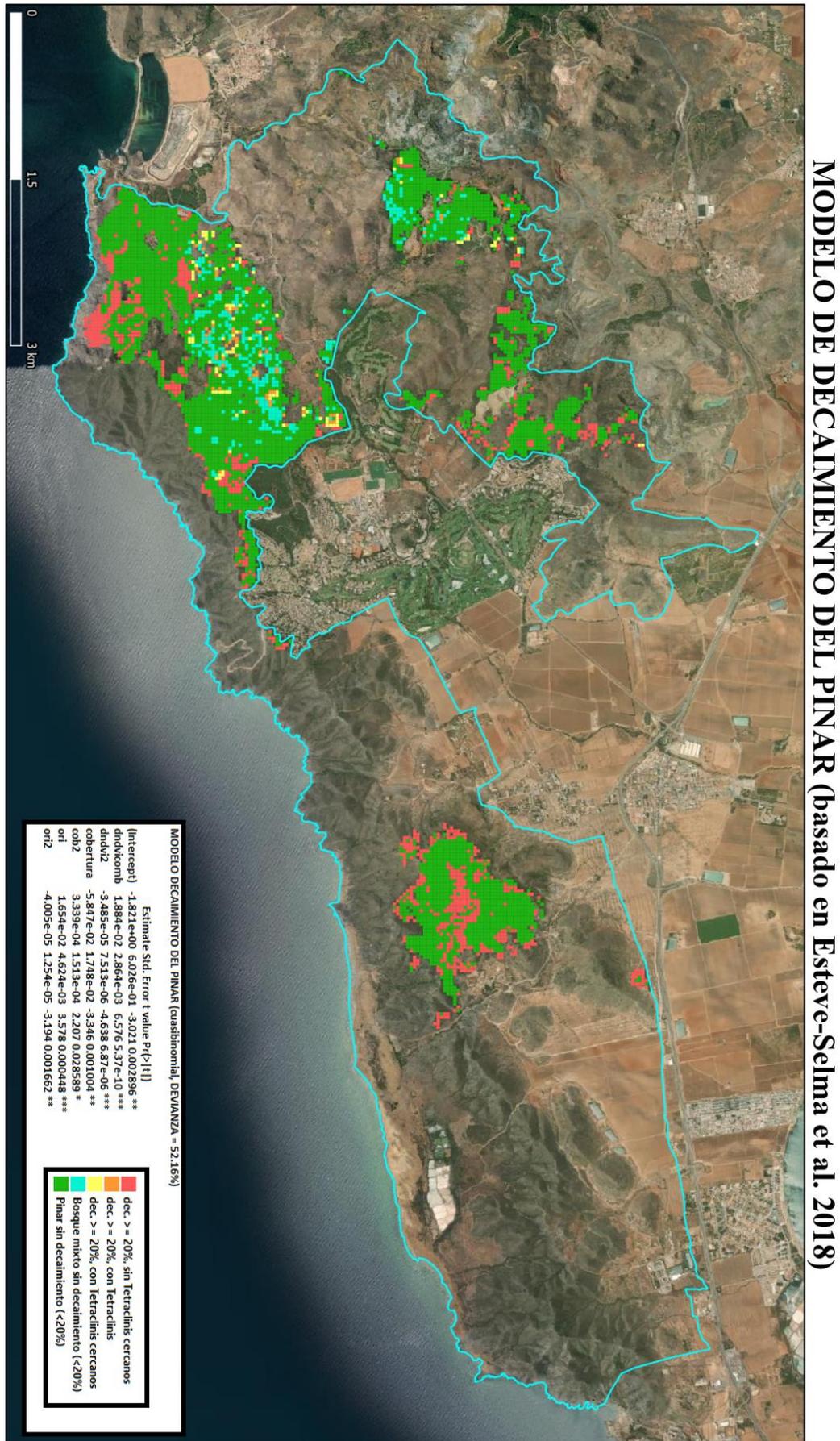


Figura 31. Modelo de decaimiento de *Pinus halepensis*.

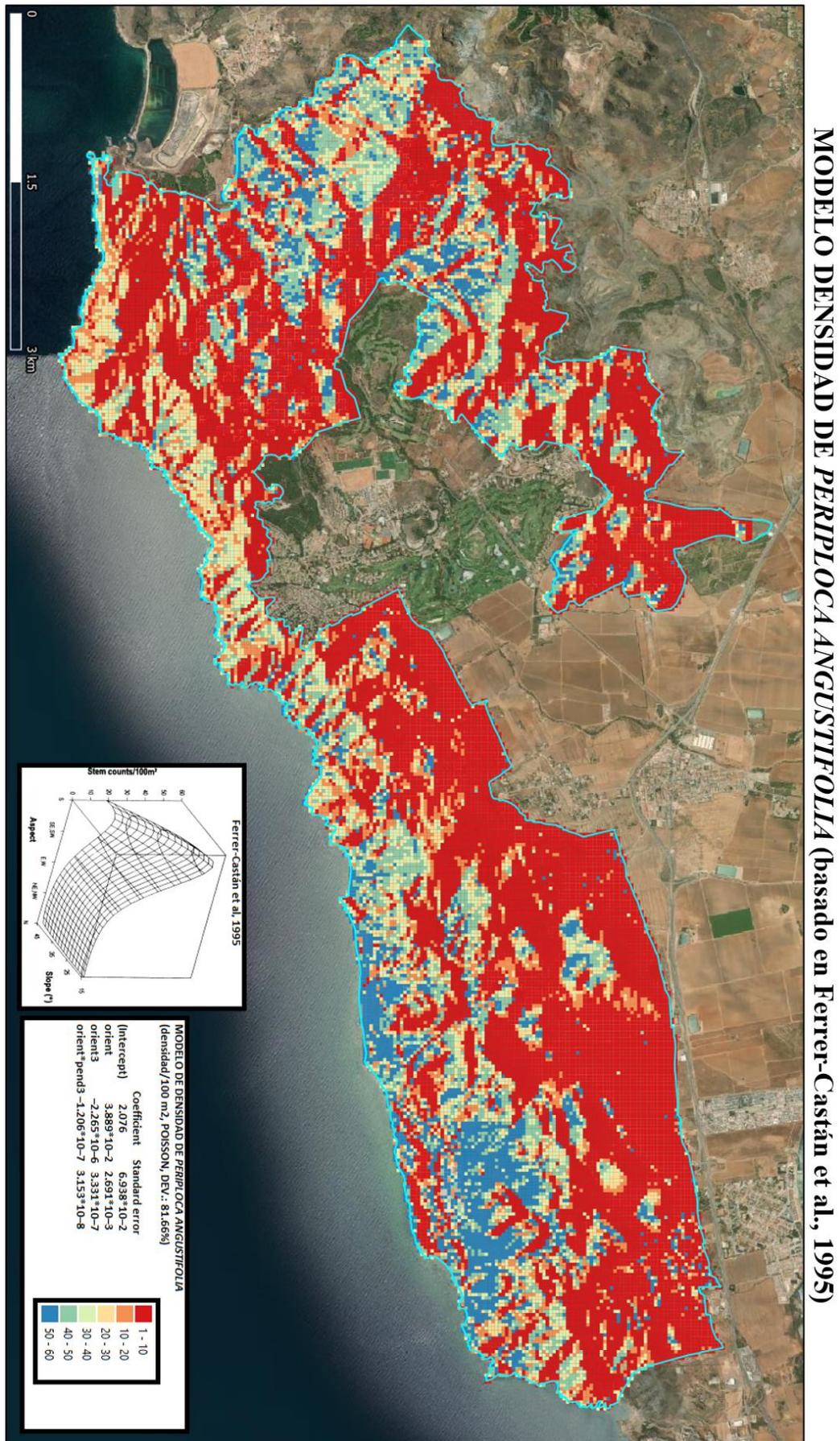


Figura 32. Modelo de densidad de *Peripluca angustifolia*.

### 3.3 Trayectorias de gestión y potenciación para los hábitats propuestos

Los análisis realizados con los datos obtenidos en el marco del proyecto LIFE-*Tetraclinis* permiten establecer dos trayectorias de gestión claras a la hora de potenciar el hábitat 9570\* dentro del área actualmente ocupada por el pinar: zonas donde se debe potenciar la probabilidad de llegada de semilla de forma natural mediante la eliminación de barreras físicas y zonas propicias para reforzar la población de *T. articulata* mediante repoblaciones. En el primer caso, los estudios de modelización realizados en el segundo capítulo de resultados sobre la competencia frente a *Pinus halepensis* (Figura 33) muestran que el valor de cobertura arbórea debe encontrarse en torno al 20% para que el reclutamiento sea máximo.

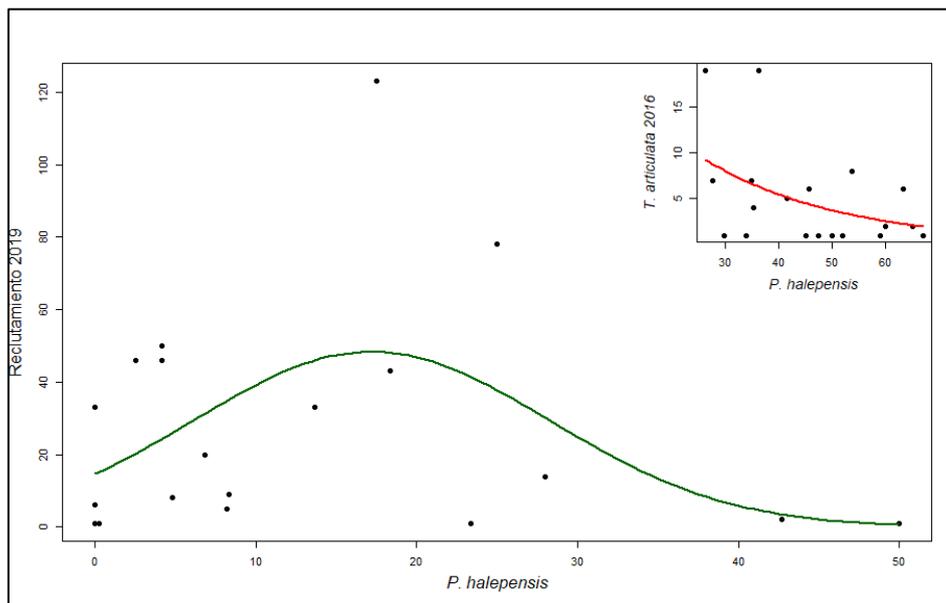


Figura 33. Respuesta observada en el reclutamiento de *T. articulata* tras la disminución de la cobertura de *P. halepensis*. Gráfico principal: Reclutamiento observado tras la actuación (2019), Gráfico secundario: Ejemplares de *T. articulata* previos a la actuación (2016).

En el segundo caso (Figura 34), el modelo de supervivencia de repoblaciones indica tasas superiores al 50% para valores anuales de irradiación solar difusa en torno a 360000 (Wh.m<sup>-2</sup>), lo que se corresponde con un valor de cobertura arbórea próximo al 40%. Estos valores de cobertura arbórea nos indicarían el límite máximo admisible para que las actuaciones planteadas en estas trayectorias tengan éxito. La superficie de respuesta obtenida mediante la interacción entre las variables irradiación difusa y cobertura arbórea es un reflejo del amplio rango ambiental dentro del anidamiento de nuestra zona experimental.

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

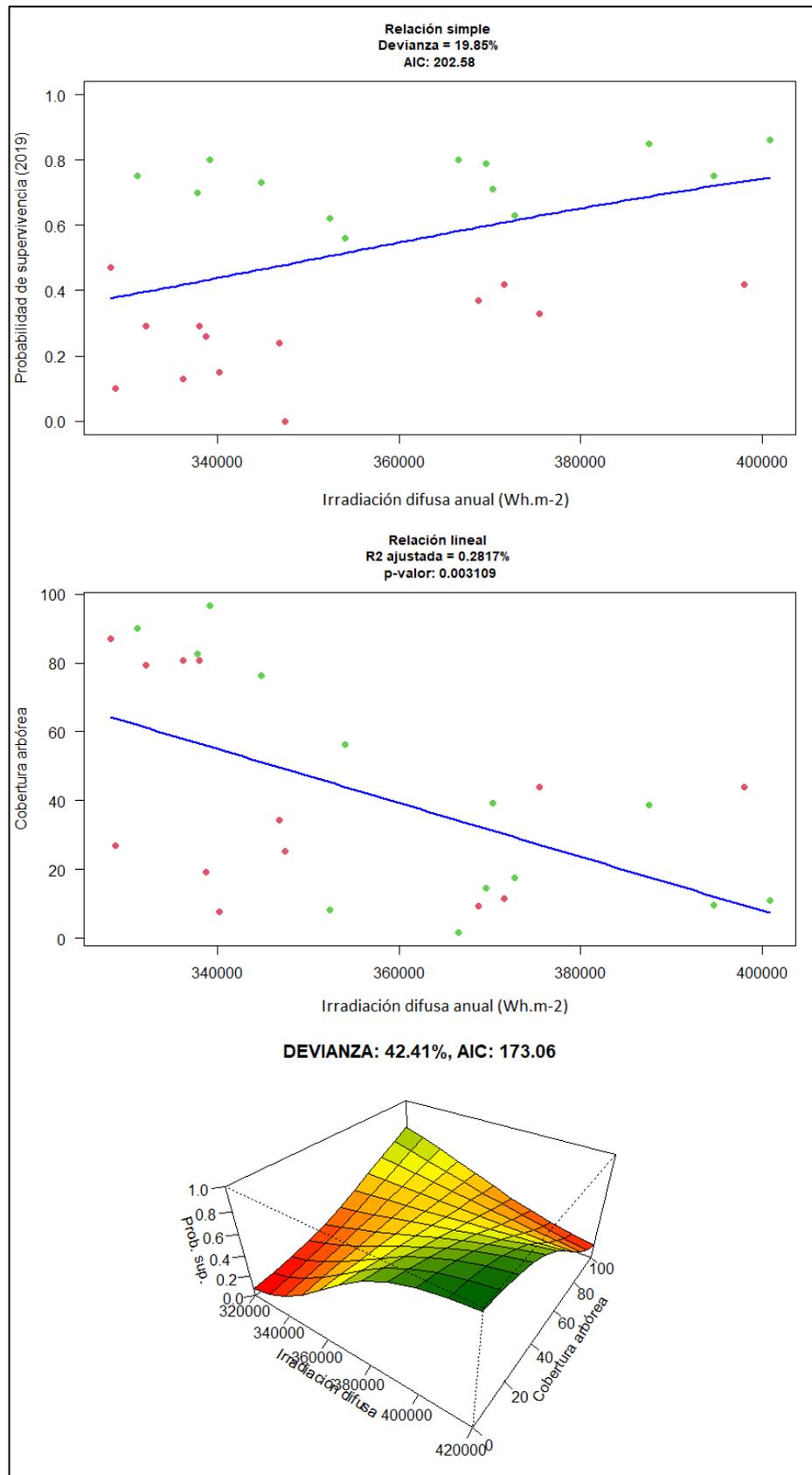


Figura 34. Relación entre la irradiación solar difusa, la cobertura arbórea y la supervivencia de repoblaciones de *T. articulata* (puntos verdes: supervivencia  $\geq 50\%$ , puntos rojos: supervivencia  $< 50\%$ ).

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Teniendo en cuenta la capacidad de acogida del terreno para el hábitat 9570\* indicada en la monografía “*Tetraclinis articulata*: biogeografía, ecología, amenazas y conservación” (Esteve-Selma et al. 2017a), se ha dividido la superficie del Parque Regional en tres sectores tal y como se propone en la citada obra (Figura 35): Peña del Águila-Monte de las Cenizas (sector A), El Sabinar-Cabezo de La Fuente (sector B) y Calblanque (sector C).

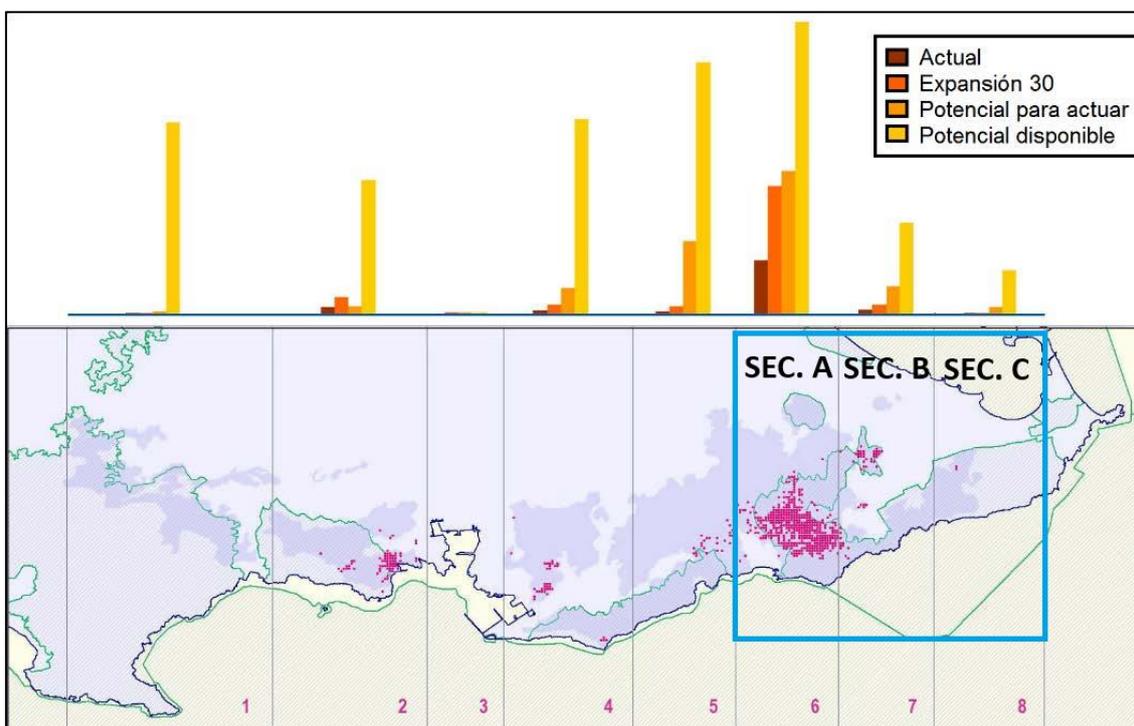


Figura 35. Capacidad de acogida del terreno para el hábitat de *Tetraclinis articulata* según el potencial de actuación disponible. Se han añadido los sectores de actuación propuestos a la figura original publicada en Esteve-Selma et al. 2017a.

Para cada sector se plantearán las siguientes trayectorias de gestión:

- **Trayectoria 1:** El objetivo principal es lograr un reforzamiento de la población de *Tetraclinis articulata* en áreas forestales y disminuir la competencia ecológica con *Pinus halepensis* reduciendo su porcentaje de cobertura de la parcela de actuación hasta un valor del 20%. Para ello se efectuarán labores de apeo y tronzado de pino carrasco. Cuando sea posible, se recomienda utilizar los pies cortados de mayor tamaño para realizar un fajinado perpendicular a la línea de máxima pendiente. En estas actuaciones se recomienda priorizar las zonas de pinar que presenten signos evidentes de

*Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata**

decaimiento (valor superior al 20%). Esta trayectoria se subdivide en dos dependiendo del nivel de intensidad de actuación requerida.

- **Trayectoria 1a:** Espacios forestales donde la probabilidad de llegada de semilla de forma natural se encuentra entre el 40-80% y tienen una baja densidad de ejemplares de *T. articulata*. Se recomienda que se disminuya la cobertura del pinar hasta que su valor sea del 20% y, en caso de que la parcela carezca de ejemplares de *Tetraclinis*, se recomienda efectuar repoblaciones de baja densidad (10 pies/900 m<sup>2</sup>). En estas repoblaciones se recomienda introducir también 10 ejemplares de *Pistacia lentiscus* y otros 10 de *Olea europaea* var. *sylvestris*.
- **Trayectoria 1b:** Espacios inmediatamente adyacentes a los anteriores donde la probabilidad de llegada de semilla es inferior al 40% y la probabilidad de supervivencia en las repoblaciones es superior al 50%. Para estas zonas, se recomiendan repoblaciones de intensidad media (20 pies/900 m<sup>2</sup>). Estas repoblaciones se complementarán con la introducción de 5 ejemplares de *Pistacia lentiscus* y otros 5 de *Olea europaea* var. *sylvestris*. Además, en las zonas donde la cobertura del pinar supere el 40%, deben efectuarse podas y cortas hasta alcanzar ese nivel.
- **Trayectoria 2:** El objetivo es acelerar la transición de las zonas de bosque de pinar con signos evidentes de decaimiento (con un grado de afección superior al 20%) hacia los hábitats 5330 y 9570\* en base a la aptitud de los espacios propuestos.
- **Trayectoria 2a:** Zonas de pinar en decaimiento cuya probabilidad de supervivencia para las repoblaciones con *T. articulata* se encuentra por encima del 50%. Debido a que se encuentran distanciadas respecto a zonas actualmente ocupadas por pies reproductores de la especie y a la barrera física que representa el propio pinar que las rodea, la llegada de semilla de forma natural resulta muy poco probable (inferior al 15%). Se aconseja la reducción de la cobertura de pinar hasta un valor del 40% (priorizando la corta de los ejemplares secos) y efectuar repoblaciones de *T. articulata* de alta intensidad (30 pies/900 m<sup>2</sup>). Además, se utilizarán al menos 5 ejemplares de *Pistacia lentiscus* y otros 5 de *Olea europaea* var. *sylvestris* por parcela de actuación.
- **Trayectoria 2b:** Zonas de pinar en decaimiento donde la probabilidad de supervivencia para repoblaciones de *Tetraclinis* sea inferior al 50%. En estas

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

zonas se procederá al apeo y tronzado de los pies de pino carrasco muertos y a efectuar repoblaciones con especies del hábitat 5330. El marco de plantación para una parcela de 900 m<sup>2</sup> será de 15 ejemplares de *Pistacia lentiscus* y 15 de *Olea europaea* var. *sylvestris*.

- **Trayectoria 3:** Zonas de pinar en decaimiento donde resulta altamente probable la aparición del hábitat 5220\*. Las líneas de actuación aconsejables en estas áreas son el apeo y tronzado de los pies secos de *Pinus halepensis* con el objetivo de eliminar barreras físicas y facilitar así la colonización de estos espacios por parte de *Periploca angustifolia*. Los vilanos de esta especie presentan un elevado grado de dispersión anemócora, por lo que no se considera necesario realizar actuaciones de plantación. No obstante, se deberá realizar un seguimiento sobre estas zonas para comprobar su evolución.
- **Trayectoria 4:** Zonas abiertas de matorral y matorral-arbolado con una probabilidad baja de colonización natural por *T. articulata* donde se potenciará el hábitat 9570\* con el objetivo de incrementar la conectividad entre sus poblaciones actuales. Para ello se aconseja realizar plantaciones de alta densidad (30 pies/900 m<sup>2</sup>). Además, en zonas con baja probabilidad de colonización por *P. angustifolia* se recomienda introducir 10 ejemplares de *Pistacia lentiscus* y 10 de *Olea europaea* var. *sylvestris*.

Para facilitar su comprensión, en la Tabla 29 se han resumido las condiciones y actuaciones para cada tipo de trayectoria propuesta.

Trayectoria	Subtipo	Condiciones	Actuaciones
Tipo 1: <i>T. articulata</i> en competencia con <i>P. halepensis</i> (prioridad: zonas de pinar en decaimiento superior al 20%)	a	Probabilidad de presencia entre 40-80% y baja densidad de <i>T. articulata</i> (1 o 2 ejemplares)	Reducción de cobertura de pinar hasta el 20%. Si carece de <i>T. articulata</i> : repoblaciones de baja densidad de <i>T. articulata</i> , <i>P. lentiscus</i> y <i>O. europea</i> var. <i>sylvestris</i> (10 pies/900 m <sup>2</sup> por especie)
	b	Probabilidad de presencia inferior al 40% y supervivencia de repoblaciones de <i>T. articulata</i> superior al 50%	Reducción de cobertura de pinar hasta el 20%. Repoblaciones de densidad media de <i>T. articulata</i> (20 pies/900 m <sup>2</sup> ), al menos 5 <i>P.</i>

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Trayectoria	Subtipo	Condiciones	Actuaciones
			<i>lentiscus</i> y 5 <i>O. europea</i> var. <i>sylvestris</i>
Tipo 2: Facilitar la transición del pinar con decaimiento superior al 20% hacia 5330 o 9570*	a	Probabilidad de supervivencia de repoblaciones de <i>T. articulata</i> superior al 50%	Reducción de cobertura de pinar hasta el 40%, repoblaciones de <i>T. articulata</i> de alta intensidad (30 pies/900 m <sup>2</sup> ), al menos 5 <i>P. lentiscus</i> y 5 <i>O. europea</i> var. <i>sylvestris</i>
	b	Probabilidad de supervivencia de repoblaciones de <i>T. articulata</i> inferior al 50%	Apeo y tronzado de pies de pino muertos y repoblaciones con especies del 5330: 15 <i>P. lentiscus</i> y 15 <i>O. europea</i> var. <i>sylvestris</i> por cada 900 m <sup>2</sup>
Tipo 3: Pinar en decaimiento con transición hacia 5220*	-	Decaimiento del pinar superior al 20% y densidad de <i>P. angustifolia</i> inferior a 20 ejemplares/100 m <sup>2</sup>	Apeo y tronzado de pies de pino muertos
Tipo 4: Zonas abiertas de matorral con baja probabilidad de colonización natural por <i>T. articulata</i>	-	Zonas sin pinar con probabilidad de presencia de <i>T. articulata</i> inferior al 20%	Repoblaciones de <i>T. articulata</i> de alta densidad (30 pies/900 m <sup>2</sup> ). En zonas de baja densidad de <i>P. angustifolia</i> : 10 <i>P. lentiscus</i> y 10 <i>O. europea</i> var. <i>sylvestris</i> por cada 900 m <sup>2</sup>

Tabla 29. Resumen de las tipologías y actuaciones propuestas.

Estas trayectorias se corresponderían con los espacios compartidos en el diagrama de Emberger del universo ambiental de la Región de Murcia por *T. articulata* y *P. halepensis* (Figura 36). En la figura, los espacios compartidos con el pinar se corresponderían con las trayectorias 1 y 2a y el resto a las trayectorias 2b, 3 y 4. Si se llevasen a cabo las actuaciones propuestas, se pasaría de 133 ha iniciales con presencia de *T. articulata* a unas 308 ha (a escala de pixel de 30x30 m), lo que supone un incremento de la superficie ocupada en un factor de 2.32.

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

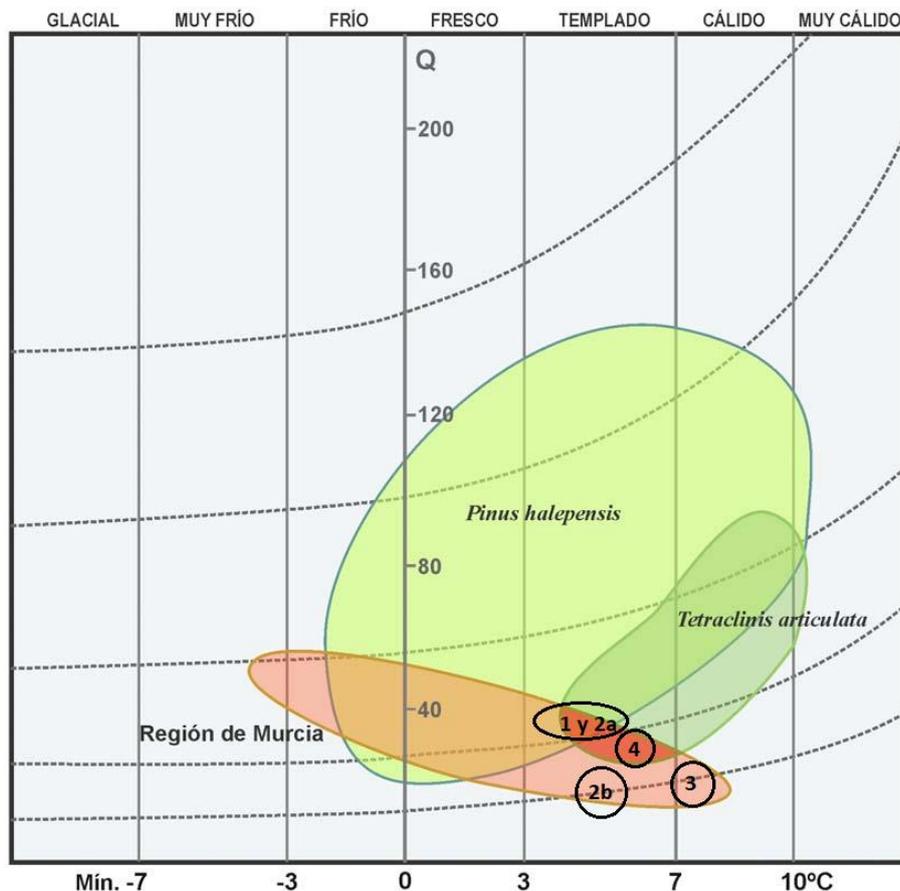


Figura 36. Diagrama de Emberger para el universo ambiental de la Región de Murcia. “Q” es el índice termopluviométrico de Emberger y “Min”, la media del mes más frío (°C). La figura se ha adaptado de Esteve-Selma et al. 2017a para incluir las trayectorias de gestión propuestas.

Mediante el empleo de álgebra de mapas con los criterios empleados para seleccionar las trayectorias de actuación, se reduce a 2588 el número de cuadrículas en las que se realizarán actuaciones de manejo y gestión forestal en base a las trayectorias propuestas, tales como: debilitamiento de la competencia frente a *P. halepensis*, actuaciones de reforzamiento e incremento de la conectividad poblacional de *T. articulata* y la potenciación de los hábitats 5330 y 5220\*. La superficie total aproximada abarcada por estas actuaciones será de 232.92 hectáreas, de las que 180.63 corresponden al sector A, 16.92 al sector B y 35.37 al sector C. Como se muestra en la Tabla 30, la mayor parte de las actuaciones encaminadas a potenciar el hábitat 9570\* tendrán lugar en los sectores A y B, mientras que en el sector C se procederá a incrementar el peso del hábitat 5330 en relación al acebuchar y el lentiscar. Cabe destacar que la superficie propuesta para realizar repoblaciones con ejemplares de *T. articulata* es de 180.27 hectáreas, lo que supone un 57.96% de las 311 hectáreas inicialmente propuestas en Esteve-Selma et al. 2017a.

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Cuadrículas tipo	Sector A	Sector B	Sector C	Σ cuad.	Hectáreas
Trayectoria 1a	390	10	0	400	36
Trayectoria 1b	529	37	0	566	50.94
Trayectoria 2a	183	75	0	258	23.22
Trayectoria 2b	139	31	305	475	42.75
Trayectoria 3	80	7	23	110	9.9
Trayectoria 4	686	28	65	779	70.11
TOTAL	2007	188	393	2588	232.92

Tabla 30. Superficie ocupada por cada trayectoria en los sectores de actuación.

En la Figura 37 se muestra un mapa general de la localización de las zonas escogidas para cada una de las trayectorias de gestión propuestas en los tres sectores en los que se ha dividido el Parque Regional. Como se ha comentado anteriormente, estos sectores coinciden con los propuestos para la mejora del hábitat en el Plan de Conservación de *Tetraclinis articulata* (Este-Selma & Miñano 2010) y la posterior monografía de la especie (Esteve-Selma et al 2017a).

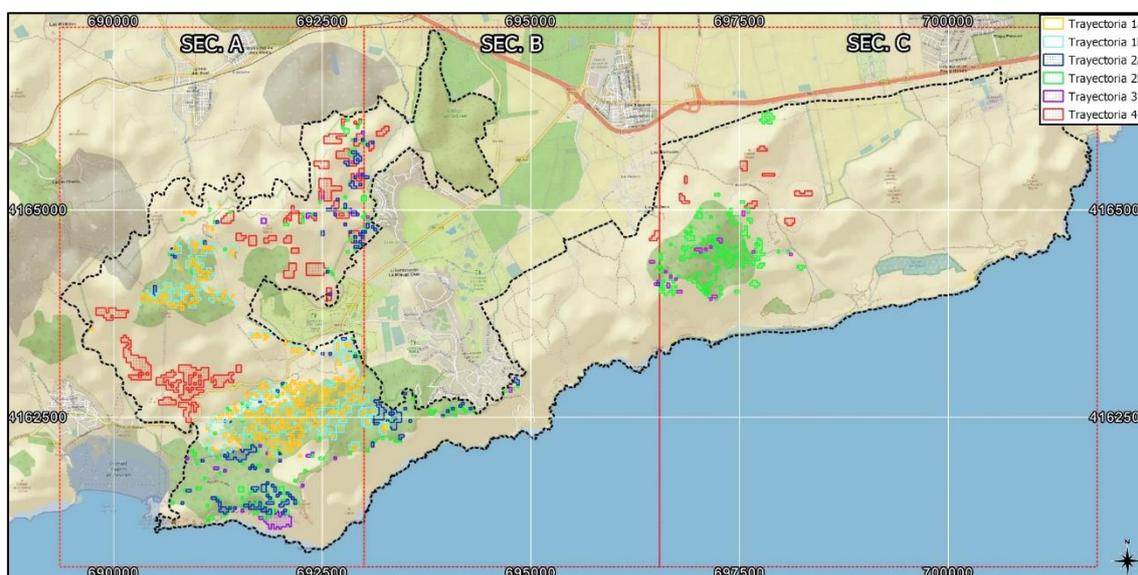


Figura 37. Sectorización y trayectorias de gestión propuestas en el Parque Regional.

La Figura 38 detalla las superficies propuestas para cada trayectoria en el sector A (Peña del Águila-Monte de las Cenizas). En esta zona, la mayor parte de las actuaciones van dirigidas hacia la disminución de competencia de *T. articulata* frente a *P. halepensis*

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

(trayectoria 1) y hacia la potenciación de la conectividad de los núcleos poblacionales ya existentes (trayectoria 4). También se observa una amplia zona de pinar preitoral en decaimiento apta para fomentar la expansión del hábitat de *P. angustifolia* (trayectoria 3).

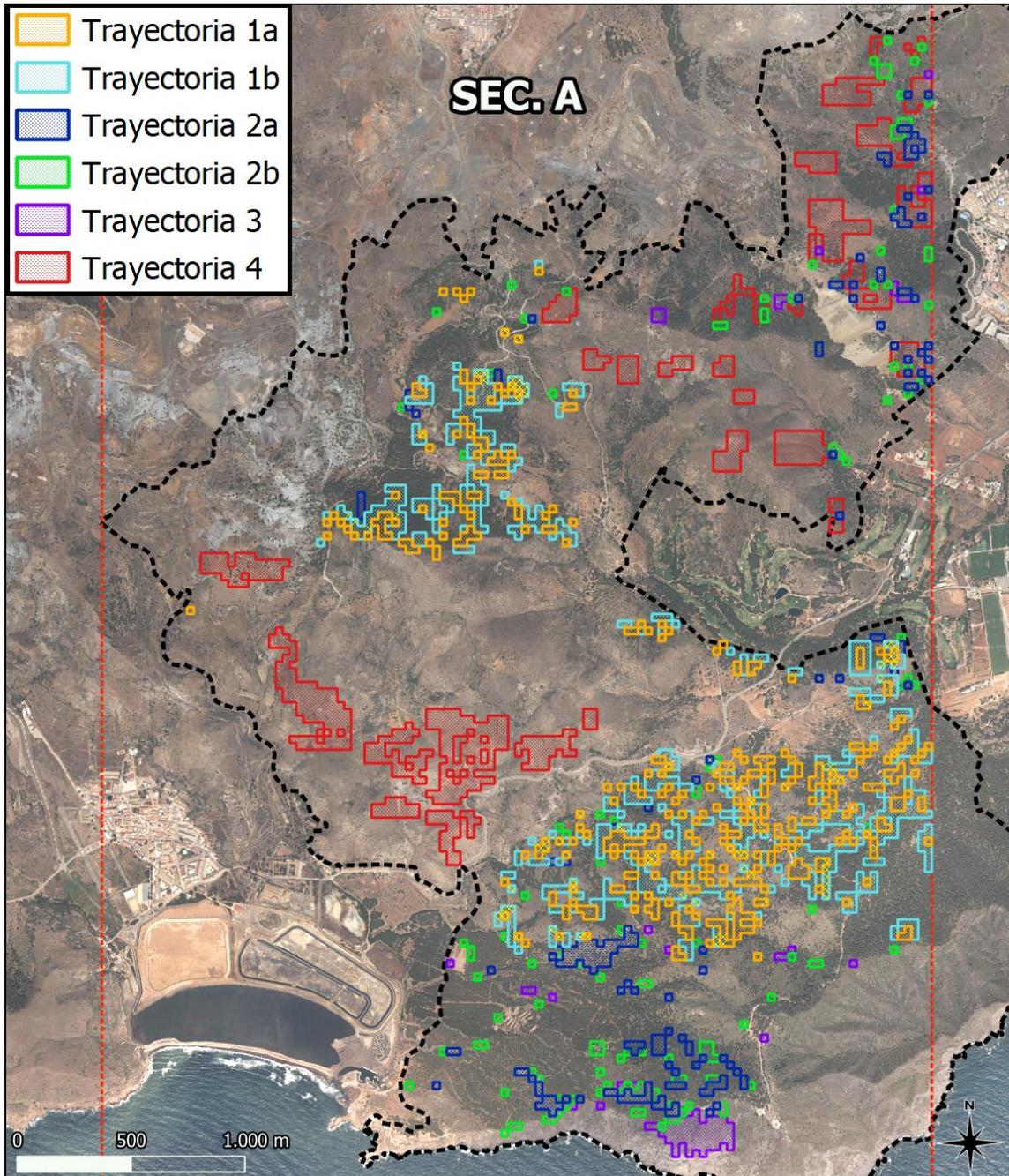


Figura 38. Trayectorias de gestión propuestas para el sector A.

En la Figura 39 se muestran en detalle las superficies de gestión propuestas para el sector B (El Sabinar-Cabezo de La Fuente). Las actuaciones propuestas para esta zona se fundamentan en la promoción del hábitat 9570\* (trayectorias 1, 2ª y 4) y 5330

Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

(trayectoria 2b). Debido a la esca cobertura arbórea, las laderas prelitorales de este sector se dirigirían de forma natural hacia el hábitat 5220\*.

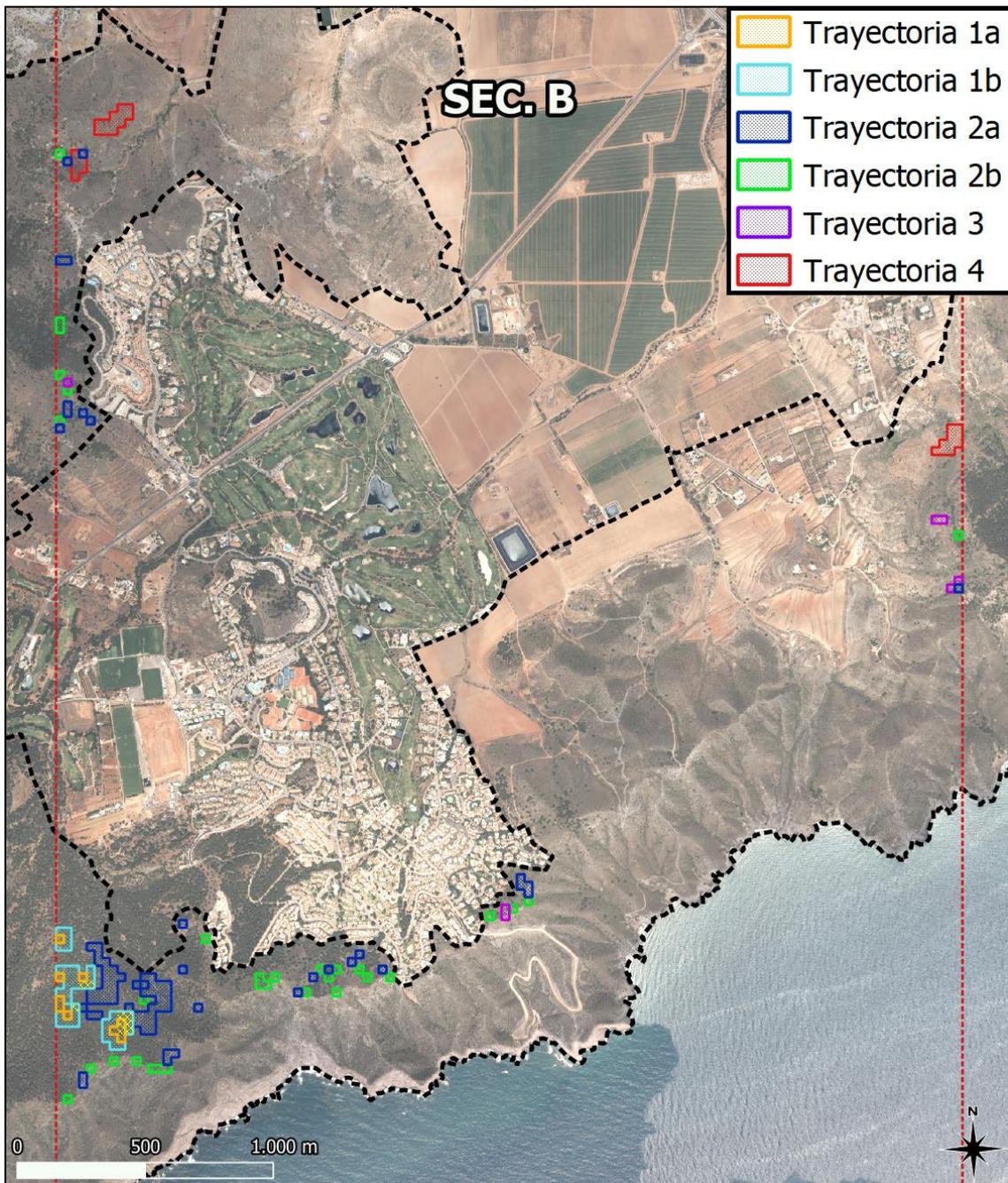


Figura 39. Trayectorias de gestión propuestas para el sector B.

La Figura 40 detalla las trayectorias de gestión propuestas para el sector C (Calblanque). En este sector se fomenta la gestión de la masa de pinar hacia el hábitat 5330 (trayectoria 2b), logrando con ello un sistema de matorral más abierto y resiliente a los procesos de sequía. También se seleccionan zonas para efectuar repoblaciones de *T.*

*articulata* que posibiliten el incremento de conectividad con la población preexistente (trayectoria 4).

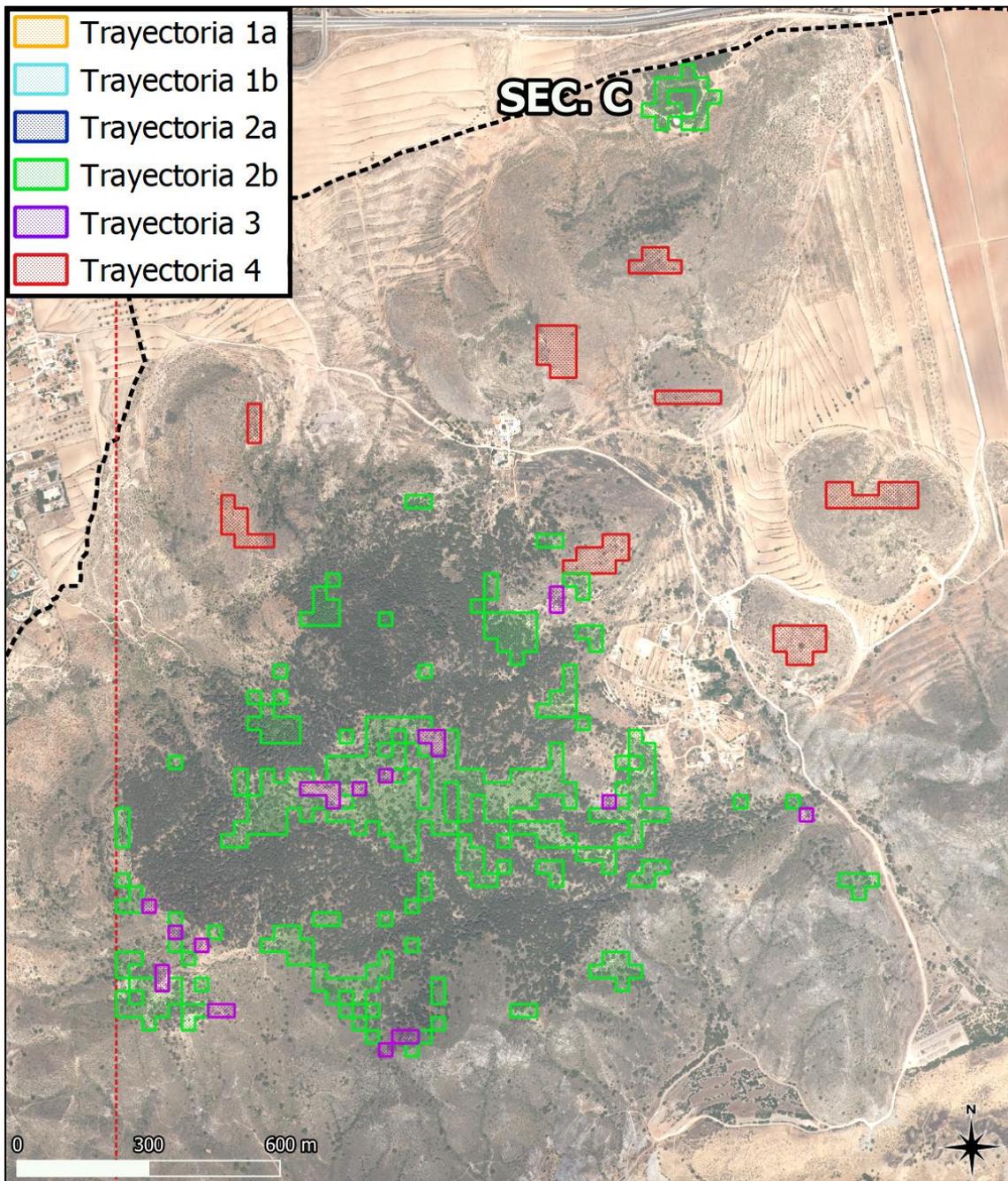


Figura 40. Trayectorias de gestión propuestas para el sector C.

#### 4. DISCUSIÓN

Los estudios disponibles nos advierten de que la frecuencia de los eventos de decaimiento forestal provocados por sequías se va a ver incrementada a lo largo de las próximas décadas (Della-Marta et al. 2007, Sánchez et al. 2011). Esta situación puede

*Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata**

resultar especialmente dramática en formaciones forestales monoespecíficas (Jactel et al. 2009). Tal es el caso de nuestras formaciones costeras de pino carrasco, debido a que presentan una capacidad de respuesta limitada frente a eventos de sequía extrema (Esteve-Selma et al. 2017b). Ante estas circunstancias, resulta urgente emplear medidas de gestión que tengan en cuenta los más que probables escenarios de cambio climático que afectarán a los sistemas forestales mediterráneos (García-Güemes & Calama 2015, Coello et al. 2022). La promoción de masas mixtas puede reforzar la resistencia y resiliencia de los sistemas forestales frente a las perturbaciones tanto abióticas (sequías extremas, incendios) como bióticas (enfermedades, plagas) debido al incremento de su diversidad funcional (Puettmann 2011, Sánchez-Pinillos et al. 2016).

El escaso número de ejemplares de *Tetraclinis articulata* ubicados a una distancia igual o superior a 30 metros de los grandes núcleos reproductivos de la especie es un reflejo de su limitada capacidad de dispersión. La existencia de eventos de dispersión secundaria ligados a dinámicas de escorrentía asociadas a ramblas y a vientos extremos posibilitan la colonización de espacios apartados de los núcleos parentales, pero se trata de eventos excepcionales que representan un porcentaje inferior al 1% de los ejemplares y cuadrículas estudiadas. Por otra parte, la cobertura arbórea actúa como una barrera física que disminuye la probabilidad de dispersión y de reclutamiento de *T. articulata*. Estos factores se ven reflejados en la elevada dependencia espacial observada en el modelo de probabilidad de presencia de la especie. Este modelo sugiere dos tipos de actuaciones concretas: i) el relleno de vacíos en torno a la distribución actual y ii) realizar repoblaciones en largas distancias con el objetivo de conectar núcleos poblacionales dispersos. El papel jugado por el tipo de sustrato puede tener relación con condicionantes hídricos de la roca, ya que las calizas suelen presentar fisuras y fracturas y se encuentran en contacto con las filitas, lo que posibilita la acumulación de agua y puede generar un balance hídrico positivo.

De forma similar al comportamiento observado en los modelos de reclutamiento presentados en el segundo capítulo de resultados, vuelven a aparecer las variables irradiación difusa y número de líneas de flujo en el modelo de supervivencia de las repoblaciones. Este hecho refuerza la idea de que ambas variables son esenciales para el establecimiento y supervivencia de los ejemplares más jóvenes en sus primeras etapas vitales. En este caso, también aparecen un conjunto de variables asociadas a la cobertura, como son la altura máxima y mínima de la vegetación, y a la compensación hídrica en el caso de la pendiente.

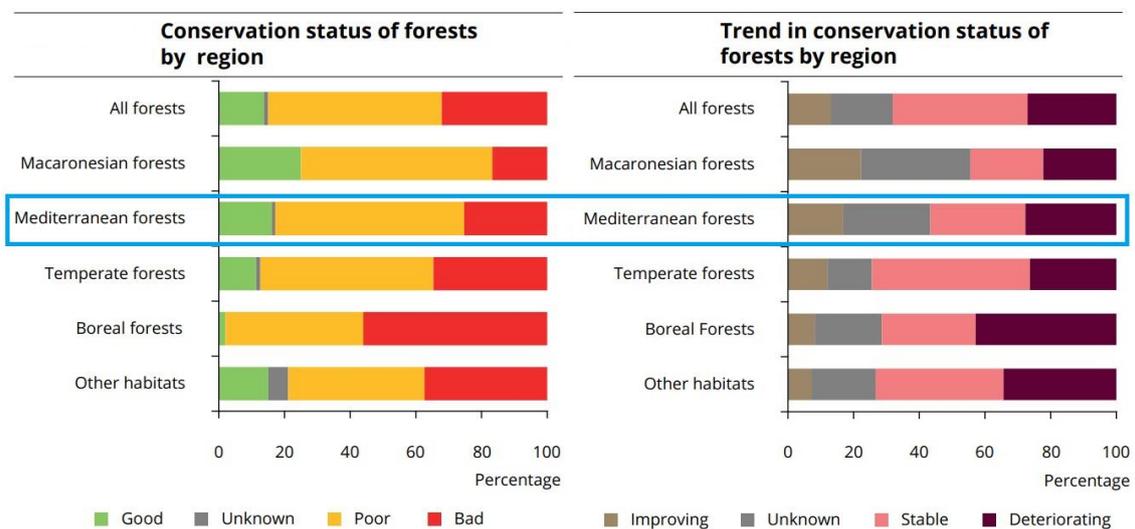
## Capítulo 6. Resultados y Discusión (IV): Propuesta de trayectorias de gestión para la mejora del hábitat de *Tetraclinis articulata*

Los procesos de sustitución de especies resultan espacial y temporalmente complejos. La aparición entre el pinar decaído de espacios susceptibles de ser colonizados por nuevos ejemplares de *T. articulata* no tiene por qué coincidir con la existencia de una fuente de semillas cercana. Aun dándose la circunstancia de que exista, puede darse el caso de que la propia densidad del pinar actúe de barrera física e impida la llegada de la semilla. Resulta obvio que surge la necesidad de actuar para facilitar la conversión de los bosques actuales en un nuevo bosque resiliente al cambio climático, atendiendo a las dificultades de dispersión de *Tetraclinis articulata* y a la competencia inercial con *Pinus halepensis*. Todo esto, además de incrementar la población de *T. articulata*, contribuiría a minimizar la presencia de episodios transitorios en los que el decaimiento del pinar dominaría el paisaje natural de los sistemas costeros de esta parte del Sureste Ibérico.

El estudio llevado a cabo en este capítulo trata de anticiparse a nuevas situaciones de mortalidad masiva en los pinares del Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila proponiendo trayectorias de gestión que los hagan más diversos y resilientes a tales eventos. Estas trayectorias se centran en la potenciación de otros hábitats ya presentes dentro del espacio de estudio (5220\*, 5330 y 9570\*). Las zonas de actuación propuestas suponen tan sólo un 7.62% de la superficie total del parque, pero servirán para incrementar de forma sustancial la conectividad de las actuales poblaciones de *Tetraclinis articulata* y aumentar sus posibilidades futuras de expansión dentro de este entorno. Cabe destacar que las superficies de intervención propuestas en este documento resultan algo superiores a las recomendadas bajo el clima preexistente (Este-Selma et al. 2017a). Se recomienda pues actuar en el 75% de las superficies ofertadas para cada trayectoria, dejando margen para la selección de las zonas según criterios de propiedad y accesibilidad. En el caso de actuar en el 100% de la superficie propuesta se estaría respondiendo a los objetivos marcados bajo escenarios de cambio climático. Deben de priorizarse las zonas de pinar en decaimiento en aquellos casos donde se deban practicar reducciones de cobertura forestal. Por último, resulta necesario establecer un programa de seguimiento para las actuaciones planteadas en el presente estudio, así como para las zonas de pinar y bosque mixto *Pinus-Tetraclinis* que no son objeto de las actuaciones aquí descritas. Estas zonas pueden ser utilizadas para monitorear la salud de los sistemas forestales del Parque Regional frente a nuevos eventos de sequía.

## CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

Existe una preocupación creciente en torno a la dinámica futura de los bosques mediterráneos, fundamentada principalmente debido a la velocidad a la que el cambio global está afectando a su estado de conservación (Peñuelas & Boada 2003, Sanz-Elorza et al. 2003, IPCC 2007, IPCC 2014, García-Güemes & Calama 2015, European Commission 2020, Coello et al. 2022). Las variaciones climáticas y los cambios de uso del suelo conllevan que la mayor parte de nuestros hábitats forestales se encuentren pobremente conservados y presenten escasas tendencias de mejoría (Figura 42). A esto hay que sumarle además el incremento de presiones degradativas tales como los grandes incendios forestales, la sobreexplotación por especies herbívoras (bien domésticas o silvestres introducidas), los episodios de decaimiento masivo provocados por plagas o sequías severas, los cambios drásticos en escenarios de competencia ecológica y la presión producida por el uso público de los espacios naturales. El resultado final es que más del 80% de los sistemas forestales mediterráneos europeos se encuentran en un pobre o mal estado de conservación, siendo las tendencias de mejora inferiores al 20% de los casos (European Commission 2020).



Source: Article 17 Member States' reports and EU assessments.

Figura 42. Estado de conservación y tendencias de los hábitats forestales en Europa. Adaptado del informe “*State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018*” (European Commission 2020).

La velocidad y agresividad de los cambios observados en nuestras masas forestales nos apremia a modificar el enfoque general adoptado en la gestión de estos

espacios para su conservación. Resulta urgente aplicar a la gestión ecológico-forestal técnicas encaminadas a la potenciación de la resiliencia frente a eventos extremos (Lindner & Calama 2013, García-Güemes & Calama 2015), en el contexto de la llamada gestión silvícola adaptativa o climáticamente inteligente (Nabuurs et al. 2018, Verkerk et al. 2020, Cooper & MacFarlane 2023). Por tanto, es necesario superar la visión estática actualmente dominante en las políticas de conservación de la naturaleza, basada en la interpretación literal de una contabilidad basada en cartografías fijas de hábitats dirigidas esencialmente a la delimitación de los espacios Red Natura 2000. Este tipo de interpretación conlleva la incompreensión práctica de los sistemas de transición como las propias etapas de una misma sucesión secundaria, apareciendo como hábitats aparentemente desconectados y de pleno derecho con equivalente prioridad de tutela pública. Resulta pues urgente abandonar este enfoque demasiado estático y reduccionista para adoptar una visión más dinámica y realista de los sistemas naturales, marcada por el propio dinamismo sucesional ecológico y, especialmente ahora, por la respuesta de las comunidades forestales al cambio global y a las presiones que este conlleva.

Es innegable que existe cierta resistencia al abandono de la percepción de los espacios naturales como sistemas fundamentalmente en equilibrio y a la aceptación de la necesidad de una gestión mucho más dinámica de los mismos. En parte, esto es debido al condicionamiento normativo de los espacios protegidos en referencia a los derechos de propiedad y sus restricciones, respecto de unos valores naturales existentes en el territorio que tradicionalmente se consideran permanentes si se les protege con técnicas convencionales. Además, también se suman las incertidumbres causadas por el empleo de modelizaciones de base matemática para la interpretación de una realidad dinámica y compleja y a las previsiones que se derivan de las mismas. Para un gestor de biodiversidad, resulta más cómodo y sencillo limitarse a continuar utilizando estrategias ecológico-forestales convencionales que emprender de forma generalizada el camino hacia la gestión dinámica, más incierta pero imprescindible debido a la urgente necesidad de adaptación y de ruptura con el paradigma actual de una naturaleza esencialmente en equilibrio frente a una realidad que evoluciona rápidamente.

En este sentido, cobran especial interés los programas de seguimiento de la biodiversidad de áreas protegidas. Resulta fundamental implementar con urgencia buenos planes de seguimiento que evalúen la dinámica general de los sistemas naturales y las actuaciones o medidas de gestión emprendidas. La interfaz ciencia-conservación emerge con total relevancia en este periodo actual de múltiples cambios ambientales simultáneos.

El caso de estudio que nos ocupa, las poblaciones de *Tetraclinis articulata* del sureste ibérico, resulta una oportunidad excelente para desarrollar una aproximación hacia la gestión ecológico-forestal dinámica y adaptativa. Estas poblaciones iberoafricanas se encuentran situadas en el frente más septentrional del área de distribución de la especie y parecen encaminadas, tal y como recogen las distintas modelizaciones publicadas hasta el momento (Esteve-Selma et al. 2010 y 2011), hacia un periodo de expansión impulsado por la consolidación de las tendencias climáticas actuales, que a su vez conducen a la africanización de estos sistemas forestales. Sin embargo, aunque la tendencia demográfica creciente y expansiva de la especie resulte probable, la existencia de factores locales parece dificultar y frenar este proceso. Por tanto, la comprensión de los patrones locales de distribución de esta especie y de sus factores limitantes son las claves para la toma de decisiones de gestión y ordenación que puedan favorecer a la reorganización a corto plazo de los sistemas forestales, con el objetivo de incrementar su biodiversidad y resiliencia a la mejor ratio coste-efectividad posible.

A lo largo de esta tesis doctoral se han intentado comprender los distintos componentes dinámicos locales que subyacen en la actual distribución de las manchas poblacionales de *Tetraclinis articulata* del sureste peninsular. En primer lugar, se trata de entender la evolución demográfica de estas poblaciones respecto al tiempo y de descifrar una parte importante de sus dinámicas internas, como es la competencia interespecífica con *Pinus halepensis* y su incidencia demográfica en *T. articulata*. En segundo lugar, se lleva a cabo una aproximación a cómo esa dinámica temporal podría ser expresada en el espacio en términos de probabilidad de ocupación. Esta expresión espacial de la evolución demográfica resulta más útil y eficaz para el desarrollo de actuaciones concretas de gestión, puesto que señala aquellas zonas de expansión natural de la especie, indica dónde sería necesario reintroducirla y propone otras zonas en las que convendría dar protagonismo a otras especies de la comunidad en la lógica de lograr un paisaje más biodiverso, resiliente y mosaicista, en respuesta de una heterogeneidad física subyacente.

Durante los primeros capítulos de resultados se ha tratado de comprender la dinámica reciente (bajo el clima preexistente) de una población no sujeta a perturbaciones, pero sí a competencia con *Pinus halepensis*. En estos capítulos se han determinado aquellos parámetros demográficos clave involucrados en la incorporación de nuevos ejemplares reproductores a la población genéticamente efectiva, así como sus tasas de producción de semilla, dispersión, reclutamiento y las de mortalidad en las fases

críticas iniciales. Además, en el último capítulo de resultados se ha comprobado la importancia de la dependencia espacial en la distribución de *T. articulata*. Esta relación de interdependencia se fundamenta en la limitada capacidad de dispersión de las semillas y en la propia competencia espacial con *Pinus halepensis*, mediada tanto por el recurso de la irradiación solar directa como por el efecto barrera para la propia dispersión de las semillas de *Tetraclinis*.

Por supuesto, la dinámica demográfica, la distribución de los núcleos poblacionales y las relaciones de competencia vistas hasta el momento se enmarcan en el contexto de unas condiciones climáticas preexistentes. Por tanto, cabe preguntarse sobre qué podría ocurrir si el sistema *Pinus-Tetraclinis* se viese modificado debido a la reducción en la distribución de las formaciones de pino carrasco, hecho que parece totalmente comprobado por estudios recientes (Esteve-Selma et al. 2017b y 2018). Esta reducción estaría a su vez vinculada al incremento de sus tasas de decaimiento frente a episodios de sequías severas y al aumento generalizado de la evapotranspiración derivado del cambio hacia nuevas condiciones climáticas.

En el segundo capítulo de resultados se ha comprobado que el sistema competitivo *Pinus-Tetraclinis* puede reequilibrarse a favor de este último, logrando la activación reproductiva de aquellos ejemplares latentes debido a una escasa irradiación solar. Como se ha demostrado, estos ejemplares pueden además convertirse en fundadores de nuevos núcleos poblacionales muy activos. Los micrositos liberados debido al decaimiento del pinar podrían ser colonizados masivamente por los nuevos reclutas de *T. articulata*. Sin embargo, tal y como se discute en el último capítulo de resultados, el decaimiento del pinar no tiene porqué coincidir espacialmente con los ejemplares latentes de *Tetraclinis*, por lo que surge la necesidad de asistir técnicamente a este proceso mediante actuaciones forestales de precisión.

Desde el punto de vista de los gestores, cuya interpretación básicamente estática expresada por la cartografía disponible les impulsa a continuar llevando a cabo actuaciones forestales convencionales, resulta más sencillo e intuitivo realizar reintroducciones de pequeñas poblaciones de *T. articulata* en zonas limítrofes a su distribución actual al considerarlas automáticamente como área potencial. Se trata de una visión sesgada, de presencia/ausencia en la distribución y/o la actividad demográfica de la especie. Este tipo de actuación ha sido la base de las políticas tradicionales de gestión de la especie tanto en la Región de Murcia, donde se han llevado a cabo diversas labores

de introducción y reintroducción, como en las poblaciones introducidas de Andalucía y la Comunidad Valenciana.

Con la excepción del experimento llevado a cabo bajo el marco del proyecto LIFE *Tetraclinis*, no se han realizado otras intervenciones en zonas donde la especie ya se encuentra presente y donde resulta necesario actuar para estimular a aquellos ejemplares reproductivamente latentes. En el tercer capítulo de resultados se comprueba que las intervenciones realizadas en las poblaciones preexistentes resultan mucho más eficientes para la mejora del hábitat de *T. articulata* en términos de coste-efectividad. Así pues, la clave se encuentra en la identificación de los factores locales que actúan como limitantes de la actividad demográfica (competencia, herbivorismo y frecuencia de incendios) y en las intervenciones que se realicen sobre los mismos. Para la correcta identificación de estos factores resultan necesarias las aproximaciones experimentales (como la reducción de la competencia interespecífica o el confinamiento de la población sometida a sobrepastoreo) que posibiliten discernir claramente la contribución de cada tipo o factor de presión sobre la dinámica demográfica. El diseño y la evaluación de la eficacia de un Índice de Calidad del Hábitat es tanto una demanda de las instituciones europeas como algo intrínseco a la organización de una buena gestión, pues posibilita llevar a cabo un seguimiento científico-técnico y una evaluación coste-efectividad de las actuaciones realizadas, lo que resulta pionero para los bosques de *T. articulata* y poco habitual para las comunidades forestales en general.

Tras todo lo anteriormente expuesto en la presente tesis doctoral y para finalizar la misma, se presentan las siguientes conclusiones:

1. A lo largo del primer capítulo de resultados, se ha logrado determinar los parámetros básicos que regulan la dinámica demográfica de *Tetraclinis articulata* en sus poblaciones de Europa continental. Estos parámetros suponen el núcleo del modelo demográfico desarrollado y son la tasa de crecimiento diamétrico (que influye directamente sobre el desarrollo de la madurez reproductiva), la tasa de vecería (que modula el número efectivo de ejemplares reproductores), la tasa de reclutamiento, el número medio de semillas por cono y la tasa de mortalidad durante las primeras etapas de desarrollo.
2. Se ha logrado obtener un modelo demográfico base dinámico y simplificado que incluye los parámetros clave identificados, incorporando además dos submodelos esenciales (madurez reproductiva y producción de conos) para la comprensión de la dinámica demográfica de la especie. En ambos casos, el diámetro de los

- ejemplares resulta ser la principal variable explicativa (acompañada de la cobertura arbórea para la producción de conos). El error cometido por el ajuste del modelo respecto a la población real estimada es inferior al 10% tras una simulación de 61 años, por lo que puede considerarse como una aproximación aceptable a la evolución demográfica de la población estudiada. El parámetro que genera mayor sensibilidad en el modelo es el crecimiento diamétrico medio anual.
3. Se ha comprobado la utilidad del modelo demográfico base para simular los efectos de las perturbaciones más frecuentes a las que se ve sometida la especie (incendios y sobrepastoreo) con el objetivo de evaluar sus impactos sobre la dinámica poblacional. Para la parametrización de estos escenarios de perturbación se han utilizado datos provenientes del seguimiento de poblaciones sometidas a estas presiones. En ambos casos, se ha podido comprobar la existencia de unos efectos demográficos muy relevantes y de una respuesta diferencial en la velocidad de recuperación de la dinámica demográfica en función del tipo de perturbación, resultando en una respuesta más rápida en el caso de la supresión del sobrepastoreo. La respuesta más lenta observada en el caso de la simulación del incendio podría estar condicionada por el tipo de respuesta rebrotadora de los ejemplares afectados por el fuego.
  4. Durante el segundo capítulo de resultados, se ha investigado la respuesta observada en *Tetraclinis articulata* respecto a un experimento real de disminución de competencia ecológica frente a *Pinus halepensis*. Los resultados obtenidos han demostrado que la irradiación solar recibida resulta un factor clave tanto para la estimulación del comportamiento reproductivo de *T. articulata* (sobre todo en ejemplares con diámetros del tronco principal comprendidos entre 10 y 15 cm) como para el total de conos producidos por cada ejemplar. Además, la irradiación solar difusa junto al grado de cobertura influye sobre el reclutamiento de nuevos ejemplares, identificándose un valor máximo de reclutamiento en torno al 20% de cobertura arbórea. Por tanto, si bien la insolación directa resulta necesaria para la activación de la respuesta reproductiva de la especie, también lo es un cierto grado de cobertura para la supervivencia de los reclutas.
  5. En el tercer capítulo de resultados se ha comprobado la idoneidad del Índice de Calidad del Hábitat de *T. articulata*, inicialmente propuesto para sus poblaciones europeas en el “*Manual de evaluación y gestión del hábitat 9570\*: bosques de Tetraclinis articulata*” (Esteve-Selma, Moya-Pérez, Navarro-Cano 2019),

verificando su utilidad para discriminar entre distintos estados de conservación del hábitat y su sensibilidad para la detección de modificaciones de estos estados. Además, se han identificado posibles vías de mejora del índice como son el desglose del factor “Impactos antropogénicos” en otras variables más específicas (severidad de los incendios o daños por sobrepastoreo), o la modificación de la lista de especies del hábitat para su adaptación a las poblaciones africanas y a las nuevas condiciones climáticas.

6. El proceso de evaluación del índice de calidad mediante los resultados obtenidos por cada una de las actuaciones desarrolladas en el marco del proyecto LIFE *Tetraclinis*, ha permitido el desarrollo de un modelo coste-efectividad que estima en términos económicos la mejora lograda por cada tipo de actuación. Este modelo sugiere una mayor rentabilidad para aquellas medidas enfocadas a la mejora de escenarios con un valor inicial del ICH intermedio, demostrando su utilidad para los gestores a la hora de planificar y decidir futuras acciones de gestión del hábitat. La relativa simplicidad del índice puede resultar conveniente para realizar ensayos sobre su aplicabilidad en los hábitats naturales semiáridos norteafricanos con presencia de la especie, ya que podría implementarse fácilmente realizando algunas modificaciones menores.
7. El cuarto capítulo de resultados propone la implementación de una serie de propuestas técnicas de gestión encaminadas a la mejora y diversificación de los principales hábitats preexistentes en la zona donde actualmente se encuentran los mayores núcleos poblacionales de *Tetraclinis articulata* del sureste ibérico (5220\*, 5330 y 9570\*). Las trayectorias de gestión propuestas se fundamentan en la expresión espacial de diferentes modelos que evalúan la capacidad de acogida del terreno para cada tipo de hábitat. El nivel de detalle empleado durante el proceso de modelización (cuadrículas de 30x30 m), posibilita la propuesta de una serie de actuaciones de precisión enfocadas como respuestas adaptativas frente al proceso de decaimiento de los sistemas forestales en el sureste ibérico. Este enfoque científico-técnico de carácter dinámico resulta novedoso frente a la visión tradicional de la gestión de los sistemas forestales como entes estáticos, a la vez que posee una indudable utilidad para la conservación de las poblaciones continentales europeas de *T. articulata*. La implementación de las actuaciones propuestas en este capítulo supondría un incremento en un factor de 2.32 en la superficie neta ocupada por *Tetraclinis articulata* en el área de referencia

## CAPÍTULO 8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, G.A., Villegas, J.C., Breshears, D. D., Zou, C.B., Troch, P.A., Huxman., T.E. (2009). Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106(17), 7063–7066. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901438106>

Ainad, M. (2014). *Contribution à l'étude des groupements à Thuya (Tetraclinis articulata Vahl. Masters) dans la partie Nord occidentale de l'Algérie: Aspects écologiques et cartographie*. Thèse Doct. Ecol. Forestière. Univ Tlemcen, 194 pp.

Akaike, H. (1998). Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. En: Parzen, E., Tanabe, K., Kitagawa, G. (Eds.), *Selected Papers of Hirotugu Akaike*. Springer, New York, NY. [https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0\\_15](https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_15)

Alcaraz, F.J. (1984). *Flora y vegetación del NE de Murcia*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia. Murcia. 404 p. ISBN: 84-86031-62-1, 8486031621

Alcaraz, F., Barreña, J., Clemente, M., González-Garnés, J., Rivera, D., Ríos, S. (2008). *Manual de interpretación de los hábitats naturales y seminaturales de la Región de Murcia. Tomo 7: Grupo 9. Bosques*. Murcia: Dirección General del Medio Natural, Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Región de Murcia. ISBN: 978-84-691-6907-0

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.T. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>

Alvarez-Buylla, E.R. (1994). Density dependence and patch dynamics in tropical rain forests: matrix models and applications to a tree species. *The American Naturalist*, 143(1), 155–191. <https://www.jstor.org/stable/2462857>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Alvarez-Buylla, E.R. & Slatkin, M. (1994). Finding confidence limits on population growth rates: Three real examples revised. *Ecology*, 75(1), 255–260. <https://doi.org/10.2307/1939401>

Angiolini, C., Foggi, B., Sarmati, S., Gabellini, A., Gennai, M., Castagnini, P., Mugnai, M., Viciani, D., Fanfarillo, E., Maccherini, S. (2021). Assessing the conservation status of EU forest habitats: The case of *Quercus suber* woodlands. *For. Ecol. Manag.*, 496, 119432. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119432>

Angelini, P., Chiarucci, A., Nascimbene, J.J., Cerabolini, B., Dalle Fratte, M., Casella, L. (2018). Plant assemblages and conservation status of habitats of Community interest (Directive 92/43/EEC): Definitions and concepts. *Ecol. Quest.*, 29(3), 87–97. <https://doi.org/10.12775/EQ.2018.025>

Baeza, M.J., Pastor, A., Martín, J., Ibáñez, M. (1991). Mortalidad post-implantación en repoblaciones de *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Ceratonia siliqua* y *Tetraclinis articulata* en la Provincia de Alicante. *Stud. Oecol.*, 8, 139–146. ISSN 0211-4623

Baonza, J. (2010). *Tetraclinis articulata* (Vahl) Mast. Especie probablemente autóctona en Doñana. *Ecología*, 23, 139-150.

Barger, N.N. & Woodhouse, C. (2015). Piñon pine (*Pinus edulis* Engelm.) growth responses to climate and substrate in southern Utah, U.S.A., *Plant Ecol.* 216, 913–923. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0478-4>

Barilotti, A., Turco, S., Alberti, G. (2006) LAI determination in forestry ecosystem by LiDAR data analysis. En: Koukal, T., Schneider, W. (Eds.), *Proceedings of the International Workshop 3D Remote Sensing in Forestry, Vienna, Austria, 14–15 February 2006*, Institute of Surveying, Remote Sensing and Land Information, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria, pp. 259–263. Disponible online:

[https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H85000/H85700/workshops/3drsforestry/Proceedings\\_3D\\_Remote\\_Sensing\\_2006\\_rev\\_20070129.pdf](https://boku.ac.at/fileadmin/data/H03000/H85000/H85700/workshops/3drsforestry/Proceedings_3D_Remote_Sensing_2006_rev_20070129.pdf) (último acceso 29/08/2023)

Barrón, E. (1999). Estudio macroflorístico del afloramiento mioceno de concreciones carbonáticas de Izarra (Álava, España). Aspectos taxonómicos, paleoecológicos y bioestratigráficos. *Revista Española de Paleontología*, 14(1), 123-145. <https://doi.org/10.7203/sjp.23713>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Beissinger, S.R., & Westphal, M.I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, 62(3), 821–841. <https://doi.org/10.2307/3802534>

Belmonte-Serrato, F., Romero-Díaz, A., López-Bermúdez, F. (1995). Influence of the throughfall in the volume and water availability distribution in the mediterranean scrubland. En: *Proceedings of the Conference on Erosion and Land Degradation in the Mediterranean, Aveiro, Portugal, 14–18 June 1995*, pp. 531–541. Disponible online: [https://www.researchgate.net/publication/266968108\\_Influence\\_of\\_the\\_throughfall\\_in\\_the\\_volume\\_and\\_water\\_availability\\_distribution\\_in\\_the\\_mediterranean\\_scrubland](https://www.researchgate.net/publication/266968108_Influence_of_the_throughfall_in_the_volume_and_water_availability_distribution_in_the_mediterranean_scrubland) (último acceso 29/08/2023)

Benabdellah, M.A., Amrani, S.M., Elhaitoum, A., Ollier, S. (2010). Analyse phytoécologique des groupements à thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters) et à chêne vert (*Quercus rotundifolia* Lam.) dans les monts de Tlemcen (Algérie occidentale), *Ecologia mediterránea*, 36(2), 97-120. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2010.1369>

Benabid, A. (1976). *Études écologiques, phytosociologiques et sylvo-pastorales de la Tétracлинаie de l'Amsittène*. Tesis doctoral, Université Aix-Marseille III, 155 pp.

Benabid, A. (1984). *Etude phytoécologique des peuplements forestiers et préforestiers du rif centro-occidental (Maroc)*. Institut scientifique Université Mohammed V (Ed.), 64 pp.

Benabid, A. (1985). Les écosystèmes forestiers, préforestiers et presteppiques du Maroc: diversité, répartition biogéographique et problèmes posés par leur aménagement. *Forêt méditerranéenne*, 7(1), 53-64.

Benabid A., Fennane M. (1994). Connaissances sur la végétation du Maroc: Phytogéographie, phytosociologie et séries de végétation, *Lazaroa*, 14, 21-97.

Benabid, A., del Barrio, G., Ruiz, A., Sanjuán, M.E., Sainz, H., Simón, J.C. (2015). *Libro Rojo de los Ecosistemas Forestales de Marruecos*, Gland, S. (Ed.), IUCN: Málaga, Spain, 164 pp. Disponible online: <https://digital.csic.es/bitstream/10261/179371/1/628523.pdf> (último acceso 29/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Beissinger, S.R., & Westphal, M.I. (1998). On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, 62(3), 821–841. <https://doi.org/10.2307/3802534>

Beniston, M., Stephenson, D.B., Christensen, O.B., Ferro, A.T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Jylhä, K., Koffi, B., Palukitog, J., Schöll, R., Semmler, T., Woth, K. (2007). Future extreme events in European climate: An exploration of regional climate model projections. *Clim. Chang.*, 81(Suppl 1), 71–95. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9226-z>

Ben Mansoura, A., Garchi, S. (2001). Caracterisation de la croissance et de la regeneration du Thuya par une technique modifiée de mesure de distances. *Annales de l'INRGREF, Numero special*, 54-76.

Bierzychudek, P. (1999). Looking backwards: assessing the projections of a transition matrix model. *Ecological Applications*, 9(4), 1278–1287. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1278:LBATPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1278:LBATPO]2.0.CO;2)

Blenkinsop, S., Fowler, H.J. (2007). Changes in European drought characteristics projected by the PRUDENCE regional climate models. *Int. J. Climatol.*, 27(12), 1595–1610. <https://doi.org/10.1002/joc.1538>

Bond, W.J. y Keeley, J.E. (2005). Fire as global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387-394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>

Bode, C.A., Limm, M.P., Power, M.E., Finlay, J.C. (2014). Subcanopy solar radiation model: Predicting solar radiation across a heavily vegetated landscape using LiDAR and GIS solar radiation models. *Remote Sens. Environ.*, 154, 387–397. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.01.028>

Calama, R., Sánchez-Gonzalez, M., Garchi, S., Ammari, Y., Canellas, I. & Sghaier, T. (2012). Towards the sustainable management of thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl.) Mast.) forests in Tunisia: models for main tree attributes. *Forest Systems*, 21(2), 210-217. <https://doi.org/10.5424/fs/2012212-02532>

Canadell, J. & López-Soria, L. (1998). Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology*, 12(1): 31-38. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00154.x>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Carnino, N. (2009). *État de Conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site – Méthode d'évaluation des habitats forestiers*. Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts (Ed.), 49 pp. +annexes. Disponible online: [https://www.tela-botanica.org/actu/IMG/Carnino\\_2009\\_methode\\_EC\\_hab\\_foret.pdf](https://www.tela-botanica.org/actu/IMG/Carnino_2009_methode_EC_hab_foret.pdf) (último acceso 29/08/2023)

Castro, J., Zamora, R., Hodar, J.A., Gómez, J.M. (2005). Ecology of seed germination of *Pinus sylvestris* L. at its southern, Mediterranean distribution range. *For. Syst.*, 14(2), 143–152. <https://doi.org/10.5424/srf/2005142-00879>

Caswell, H. (2001). *Matrix Population Models: Construction, Analysis, and Interpretation*, 2nd ed., Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Ceballos L. & Ruiz de la Torre, J. (1971). *Árboles y arbustos de la España Peninsular*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid. 512 pp.

Chalupkla, W., Giertych, M. (1977). Effect of polyethylene covers on the flowering of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) grafts\*. *Arbor. Korn.*, 22, 185–191. Disponible online: [https://rcin.org.pl/Content/142446/KOR001\\_147197.pdf](https://rcin.org.pl/Content/142446/KOR001_147197.pdf) (último acceso 29/08/2023)

Chaparro, J. (1996). *Distribución Potencial del Bosque y de Sus Especies Arbóreas en Zonas Mediterráneas Semiáridas: Modelos y Aplicaciones*. Tesis doctoral, Universidad de Murcia, Murcia, España.

Charco J. (1999). *El bosque mediterráneo en el Norte de África. Biodiversidad y lucha contra la desertificación*. Agencia española de cooperación internacional. Madrid. 370 pp.

Charco, J. (2001). *Guía de los árboles y arbustos del norte de África*. Agencia Española de Cooperación Internacional. Ministerio de Asuntos Exteriores. Madrid. 671 pp.

Chen, G., Kéry, M., Plattner, M., Ma, K., Gardner, B. (2013). Imperfect detection is the rule rather than the exception in plant distribution studies. *Journal of Ecology*, 101(1), 183–191. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12021>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Cherif, I. (2012). *Contribution à une étude phytoécologique des groupements à Tetraclinis articulata du littoral de Honaine (Algérie occidentale)*, Mag. Ecol. Univ, Tlemcen, 210 pp.

Coello, J., Piqué, M., Beltrán, M., Coll, L., Palero, N., Guitart, L. (2022). *Gestión adaptativa y naturalística en bosques mixtos mediterráneos subhúmedos: encinares, castañares, robledales y pinares*. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Solsona (Lleida), Centre de la Propietat Forestal, Santa Perpètua de Mogoda (Barcelona). 104 pp. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7565467>

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J. (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geosci. Model. Dev.*, 8(7), 1991-2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>

Cooper, L., MacFarlane, D. (2023). Climate-Smart Forestry: Promise and risks for forests, society, and climate. *PLOS Clim*, 2(6), e0000212. <https://doi.org/10.1371/journal.pclm.0000212>

Coulson, T., G. M. Mace, E. Hudson, Possingham, H. (2001). The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(5), 219–221. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02137-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02137-1)

Crone, E.E., Menges, E.S., Ellis, M.M., Bell, T., Bierzychudek, P., Ehrlén, J., Kaye, T.N., Knight, T.M., Lesica, P., Morris, W.F., Oostermeijer, G., Quintana-Ascencio, P.F., Stanley, A., Ticktin, T., Valverde, T., Williams, J.L. (2011), How do plant ecologists use matrix population models?. *Ecology Letters*, 14(1), 1-8. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01540.x>

Crone, E.E., Ellis, M.M., Morris, W.F., Stanley, A., Bell, T., Bierzychudek, P., Ehrlén, J., Kaye, T.N., Knight, T.M., Lesica, P., Oostermeijer, G., Quintana-Ascencio, P.F., Ticktin, T., Valverde, T., Williams, J.L., Doak, D.F., Ganesan, R., McEachern, K., Thorpe, A.S., Menges, E.S. (2013). Ability of matrix models to explain the past and predict the future of plant populations. *Conserv Biol.*, 27(5), 968-78. <https://doi.org/10.1111/cobi.12049>

Dallahi, Y., Chahhou, D., El Aboudi, A., Aafi, A., Abbas, Y., Mounir, F., Abidine, M.M.O. (2017). The dynamics of natural regeneration of *Tetraclinis articulata* (Vahl)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Masters in the Moroccan Central Plateau. *Plant Sociol.*, 54(2), 37–41.  
<https://doi.org/10.7338/pls2017542/04>

Dargie, T.C.D. (1987). An ordination analysis of vegetation patterns on topoclimate gradients in South-east Spain. *J. Biogeogr.*, 14(3), 197–211.  
<https://doi.org/10.2307/2844891>

Day, M.E., Greenwood, M.S. (2011). Regulation of Ontogeny in Temperate Conifers. En: Meinzer, F., Lachenbruch, B., Dawson, T. (Eds.) *Size- and Age-Related Changes in Tree Structure and Function*. Tree Physiology, vol 4. Springer, Dordrecht.  
[https://doi.org/10.1007/978-94-007-1242-3\\_4](https://doi.org/10.1007/978-94-007-1242-3_4)

del Cacho, M., Lloret, F. (2012). Resilience of Mediterranean shrubland to a severe drought episode: the role of seed bank and seedling emergence. *Plant Biol.*, 14(3), 458–66. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2011.00523.x>

del Río, M.D., Montero, G.F., Ortega, C.C. (1997). Respuesta de los distintos regímenes de claras a los daños causados por la nieve en masas de *Pinus sylvestris* L. en el Sistema Central. *Invest. Agr. Sist. Recur. For.*, 6(1-2), 103-117.

Della-Marta P., Haylock, M.R., Luterbacher, J., Wanner, H. (2007). Doubled length of western European summer heat waves since 1880. *J. Geophys. Res.*, 112, D15103. <https://doi.org/10.1029/2007JD008510>

Derkaoui, A. (2006). *Contribution à une étude écologique du *Tetraclinis articulata* dans les monts des Traras*. Mém. Ing. Ecologie et environnement. Univ.Tlemcen, 109 pp.

Despland, E., Houle, G. (1997). Aspect influences cone abundance within the crown of *Pinus banksiana* Lamb. trees at the limit of the species distribution in northern Québec (Canada). *Écoscience*, 4(4), 521–525.  
<https://doi.org/10.1080/11956860.1997.11682431>

Direction des Eaux et Forêts du Maroc. Les Forêts du Maroc (1927). En: *Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale*, 7<sup>e</sup> année, bulletin n°73, septembre 1927. pp. 588-592. <https://doi.org/10.3406/jatba.1927.4560>

EIONET. (2023). *Conservation Status 2013-2018-Experts Web Viewer*. Disponible online: <https://nature->

[art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&subject=9570](http://art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&subject=9570) (último acceso 29/08/2023)

El Hamrouni, A., Loisel, R. (1978). Contribution à l'étude de la tetraclinaie tunisienne, les groupements des Djebels Bou-Kornine et Ressay. *Ecol. Med.*, 4, 133- 139. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1978.948>

Ellwanger, G., Runge, S., Wagner, M., Ackermann, W., Neukirchen, M., Frederking, W., Müller, C., Ssymank, A., Sukopp, U. (2018). Current status of habitat monitoring in the European Union according to Article 17 of the Habitats Directive, with an emphasis on habitat structure and functions and on Germany. *Nat. Conserv.*, 29, 57–78. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.29.27273>

El Hamrouni, A. Loisel, R. (1978). Contribution à l'étude de la tetraclinaie tunisienne; les groupements des Djebels Bou-Kornine et Ressay. Notes phytosociologiques nord-africaines. *Ecol. Med.*, 4, 133- 139.

El-Mouridi, M., Laurent, T., Farimi, A., Kabouchi, B., Alméras, T., Calchéra, G., El Abid, A., Ziani, M., Gril, J., Hakam, A. (2011). Caractérisation physique du bois de la loupe de Thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters). *Phys. Chem. News*, 59, 57–64. Disponible online: [https://www.researchgate.net/publication/279252413\\_Caracterisation\\_physique\\_du\\_bois\\_de\\_la\\_loupe\\_de\\_Thuya](https://www.researchgate.net/publication/279252413_Caracterisation_physique_du_bois_de_la_loupe_de_Thuya) (último acceso 29/08/2023)

Erdei B, Utescher T, Hably L, Tamás J, Roth-Nebelsick A, Grein M., (2012). Early Oligocene Continental Climate of the Palaeogene Basin (Hungary and Slovenia) and the Surrounding Area. *Turkish Journal of Earth Sciences*, 21(2), 153-186. <https://doi.org/10.3906/yer-1005-29>

Escudero, A., Perez-Garcia, F., Luzurlaga, A.L. (2007). Effects of lights, temperature and population variability on the germination of seven Spanish pines. *Seed Sci. Res.*, 12(4), 261–271. <https://doi.org/10.1079/SSR2002116>

Esteve Chueca, F. (1972). *Vegetación y flora de las regiones central y meridional de la provincia de Murcia*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Diputación Provincial de Murcia, Inst. de Orientación y Asistencia Técnica del Sureste.

Esteve-Selma, M.A., Chaparro, J., Pardo, M., Vives, R. (2003). Los sistemas forestales desde una perspectiva histórica: Las repoblaciones forestales. En: Esteve-

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Selma, M.A., Lloréns, M., Martínez Gallur, C. (Eds.) *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia: Un Análisis Interdisciplinar*, 1st ed., EDITUM, Universidad de Murcia, 248-260. ISBN: 84-8371-368-3.

Esteve, M.A. (2009). 9570 Bosques de *Tetraclinis articulata* (\*), En: *Bases Ecológicas Preliminares Para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España*, Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino: Madrid, España, 68 pp. ISBN: 978-84-491-0911-9. Disponible online: [http://www.jolube.es/habitat\\_espana/documentos/9570.pdf](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/9570.pdf) (último acceso 29/08/2023)

Esteve-Selma, M. A., Miñano Martínez, J. (dir). (2010). *Plan de conservación de Tetraclinis articulata (Vahl) Masters (sabina de Cartagena), en la Región de Murcia*. Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad, Consejería de Agricultura y Agua, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia

Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández, I., Montávez, J. P., López, J.J., Calvo, J.F., Robledano, F. (2010). Effects of climatic change on the distribution and conservation of Mediterranean forests: the case of *Tetraclinis articulata* in the Iberian Peninsula. *Biodivers. Cons.*, 19(13), 3809-3825. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9928-4>

Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernández-García, I., Montávez, J.P., López-Hernández, J.J., Calvo, J.F. (2012). Potential effects of climatic change on the distribution of *Tetraclinis articulata*, an endemic tree from arid Mediterranean ecosystems. *Clim. Chang.*, 113(3-4), 663–678. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0378-0>

Esteve-Selma, M. A., Hernández, I., Martínez, J.M., Ferrer-Castán, D., Fernández, J. M., Moya-Pérez, J. M. (2013). El paisaje natural de la sierra de Cartagena-La Unión. En: *Portmán: de el "Portus Magnus" del Mediterráneo Occidental a la Bahía Aterrada*, Servicio de Publicaciones, 93-138 pp. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2915.4006>

Esteve-Selma, M.A., Martínez-Fernández, J., Hernandez, I., Robledano, F., Perez-Navarro, M., Lloret, F. (2015). Cambio climático y biodiversidad en el contexto de la Región de Murcia. En: Francisco Vitoria Jumilla (Ed.), *Cambio Climático en la Región de Murcia. Evaluación Basada en Indicadores. Trabajos del Observatorio Regional del Cambio Climático*. Capítulo 7. Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente:

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Murcia, España, 103–132 pp. Disponible online: [https://www.researchgate.net/publication/303685461\\_CAMBIO\\_CLIMATICO\\_Y\\_BIODIVERSIDAD\\_EN\\_EL\\_CONTEXTO\\_DE\\_LA\\_REGION\\_DE\\_MURCIA](https://www.researchgate.net/publication/303685461_CAMBIO_CLIMATICO_Y_BIODIVERSIDAD_EN_EL_CONTEXTO_DE_LA_REGION_DE_MURCIA) (último acceso 30/08/2023)

Esteve-Selma, M.A., Montoya, P., Moya, J.M., Miñano, J., Hernández, I., Carrión, J.S., Charco, J., Fernández, S., Munuera, M., Ochando, J. (2017a). *Tetraclinis articulata: Biogeografía, Ecología, Amenazas y Conservación*, 1st ed., Dirección General de Medio Natural, Región de Murcia: Murcia, Spain, 2017a, 248 pp. Disponible online: [http://www.murcianatural.carm.es/c/document\\_library/get\\_file?uuid=6eeb4eb9-b1d1-4695-81e3-49fea2a002e8&groupId=14](http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=6eeb4eb9-b1d1-4695-81e3-49fea2a002e8&groupId=14) (último acceso 30/08/2023)

Esteve-Selma, M. A., Carreño Fructuoso, M. F., Moya Pérez, J. M., Montoya Bernabéu, P., Martínez Fernández, J, Pérez Navarro, M., Lloret, F. (2017b). La respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* al cambio climático y los eventos de sequía extrema: modelos preliminares. En: *Riesgos Ambientales en la Región de Murcia*, Editum, Ediciones de la Universidad de Murcia, 163-185 pp. ISBN 978-84-17157-45-6 Disponible online: [https://www.researchgate.net/publication/324993895\\_La\\_respuesta\\_de\\_los\\_bosques\\_de\\_Pinus\\_halepensis\\_al\\_cambio\\_climatico\\_y\\_los\\_eventos\\_de\\_sequia\\_extrema\\_modelos\\_preliminares](https://www.researchgate.net/publication/324993895_La_respuesta_de_los_bosques_de_Pinus_halepensis_al_cambio_climatico_y_los_eventos_de_sequia_extrema_modelos_preliminares) (último acceso 30/08/2023)

Esteve-Selma, M.A., Carreño-Fructuoso, M.F., Moya-Pérez, J.M., Montoya-Bernabéu, P.F., Martínez-Fernández, J., Pérez-Navarro, M.A., Lloret, F. (2018). Respuesta de los bosques de *Pinus halepensis* del sureste ibérico al cambio climático: Los eventos de sequía extrema. En: Montávez, J.P., Gómez, J.J., López, J.M., Palacios, L., Turco, M., Jerez, S., Lorente, R., Jiménez Guerrero, P. (Eds.), *El Clima: Aire, Agua, Tierra y Fuego*, 1st ed., Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC) Serie A, nº. 11. NIPO. Coed, Asociación Española de Climatología: Santander, Spain, Agencia Estatal de Meteorología: Leganés, España, 1023–1033 pp. Disponible online: <http://aeclim.org/wp-content/uploads/2019/07/1023-ESTEVE.pdf> (último acceso 30/08/2023)

Esteve-Selma, M.A., Moya-Pérez, J.M., Carrillo, F., Arnaldos, I., Díaz, R., Corbalán, F. (2019). Mejorando el último reducto del ciprés de Cartagena en la Europa continental, *Quercus*, 405, 48-51. Disponible online: [https://lifetetraclinis.carm.es/wp-content/uploads/2019/11/Quercus-405\\_PG.48-51.pdf](https://lifetetraclinis.carm.es/wp-content/uploads/2019/11/Quercus-405_PG.48-51.pdf) (último acceso 30/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Esteve-Selma, M.A., Moya-Pérez, J.M., Navarro-Cano, J.A. (2019). *Manual de Evaluación y Gestión del Hábitat 9570\*: Bosques de Tetraclinis articulata*, 1st ed., Dirección General del Medio Natural, Murcia, España, 87 pp. Disponible online: [http://www.murcianatural.carm.es/c/document\\_library/get\\_file?uuid=15ccbf52-1211-4174-bc86-5572c2f662bc&groupId=14](http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=15ccbf52-1211-4174-bc86-5572c2f662bc&groupId=14) (último acceso 30/08/2023)

Esteve-Selma, M.A., Carreño-Fructuoso, M.F., Selma-Mirallas, B., Moya-Pérez, J.M. (2020). Respuesta de las formaciones forestales de la Región de Murcia a los eventos de sequía y al cambio climático: Antecedentes y análisis de los bosques de Sierra Espuña ante la sequía 2013-2016. En: Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia (Eds.), *Cambio Climático en la Región de Murcia: del acuerdo de París a la emergencia climática. Trabajos del Observatorio Regional del Cambio Climático 2020*, 111-126 pp. ISBN: 978-84-09-26245-8, Dep. Legal: MU 64-2021. Disponible online: [https://www.carm.es/web/descarga?ARCHIVO=1113-2020%20Libro%20del%20Cambio%20Clima%C2%BFtico%20con%20portadas.pdf&ALIAS=ARCH&IDCONTENIDO=176927&IDTIPO=60&RASTRO=c866\\$m9665](https://www.carm.es/web/descarga?ARCHIVO=1113-2020%20Libro%20del%20Cambio%20Clima%C2%BFtico%20con%20portadas.pdf&ALIAS=ARCH&IDCONTENIDO=176927&IDTIPO=60&RASTRO=c866$m9665) (último acceso 30/08/2023)

Estrela, M.J., Corell, D., Valiente, J.A., Azorin-Molina, C., Chen, D. (2019). Spatio-Temporal Variability of Fog-Water Collection in the Eastern Iberian Peninsula: 2003–2012. *Atmos. Res.*, 226, 87–101. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.04.016>

European Commission. (1992). *Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. Eur.Commun. Gazette 1992, 206, 1–50. Disponible online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A31992L0043> (último acceso 30/08/2023)

European Commission. (2013). *Interpretation Manual of European Union Habitats-EUR28*. European Commission, Brussels. Disponible online: [https://www.natura2000.nl/sites/default/files/Bibliotheek/Europa/EC%202013\\_ Interpretation%20Manual\\_EUR28.pdf](https://www.natura2000.nl/sites/default/files/Bibliotheek/Europa/EC%202013_ Interpretation%20Manual_EUR28.pdf) (último acceso 30/08/2023)

European Commission. (2015). *Natura 2000 and Forests Part I–II. Technical Report 2015*, 88. European Commission, DG-ENV. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/Final%20Guide%20N2000%20%20Forests%20Part%20I-II-Annexes.pdf> (último acceso 30/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

European Commission. (2020). *Report from the Commission to the European Parliament, the Council and the European Economic and Social Committee. The state of nature in the European Union. Report on the status and trends in 2013–2018 of species and habitat types protected by the Birds and Habitats Directives*. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0635&from=ES> (último acceso 30/08/2023)

Evans, D., Arvela, M. (2011). *Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007–2012*. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://circabc.europa.eu/sd/a/2c12cea2-f827-4bdb-bb56-3731c9fd8b40/Art17-Guidelines-final.pdf> (último acceso 30/08/2023)

Fennane, M., Barbero, M., Quezel, P. (1984). Le thuya de Bérbérieu Maroc: Aperçu phytogéographique et écologique. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat 8, 115-134. Disponible online: [http://www.israbat.ac.ma/wp-content/uploads/2015/07/11-%20Fennane%20et%20al.%20\(115-134\).pdf](http://www.israbat.ac.ma/wp-content/uploads/2015/07/11-%20Fennane%20et%20al.%20(115-134).pdf) (último acceso 31/08/2023)

Fennane M. (1987). *Etude phytoécologique des tétraclinaires marocaines*, Tesis doctoral, Université de Droit, Economie et Science, Marseille, France.

Fernández-Cancio, A., Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Manrique Menéndez, E., Fernández Fernández, R., Gil, P.M. (2012). Efectos del cambio climático sobre el decaimiento de los alcornocales españoles. Una aproximación fitoclimática para la futura gestión. *Ecosistemas*, 21(3), 50-62. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.07>

Ferrer-Castán, D. (1995). El arar y su regresión histórica por explotación humana. Distribución, biología y utilidades de un árbol relicto del Terciario, *Quercus*, 125, 16-20. ISSN: 0212-0054

Ferrer-Castán, D., Calvo, J.F., Esteve-Selma, M.A., Torres-Martínez, A. and Ramírez-Díaz, L. (1995). On the use of three performance measures for fitting species response curves. *Journal of Vegetation Science*, 6(1), 57-62. <https://doi.org/10.2307/3236256>

Ferrer-Castán, D., Esteve-Selma, M.A., Torres-Martínez, A. (1997). El clima de la sierra de Cartagena (S.E. de España): Variaciones espacio-temporales a diferentes escalas. *Anales de Biología*, 22, 135-152. Disponible online:

[https://digitum.um.es/digitum/bitstream/10201/1812/1/AB22%20\(1997\)%20p%20135-152.pdf](https://digitum.um.es/digitum/bitstream/10201/1812/1/AB22%20(1997)%20p%20135-152.pdf) (último acceso 30/08/2023)

Ferrer-Castán, D., Vetaas, O.R. (2003). Floristic variation, chorological types and diversity: do they correspond at broad and local scales?. *Diversity and Distributions*, 9(3), 221-235. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00009.x>

Ford, A., Flynn, H., 2005. Statistical screening of system dynamic models. *System Dynamics Review*, 21(4), 273-303. <https://doi.org/10.1002/sdr.322>

Fox, J., Weisberg, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, 3rd ed., Sage: Thousand Oaks, CA, USA, 2019, Disponible online: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/> (último acceso 30/08/2023)

Frochot, H., Armand, G., Gama, A., Nouveau, M., Wehrlen, L. (2002). La gestion de la végétation accompagnatrice: État et perspective. *Rev. For. Fr.*, 54(6), 505–520. <https://doi.org/10.4267/2042/4939>

García, M.B., Iriondo, J.M. (2002). Modelos matriciales de proyección poblacional. En: A. Bañares (Ed.), *Biología de la Conservación de Plantas Amenazadas*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 43-54 pp. ISBN 84-8014-444-0.

García de la Serrana, R., Vilagrosa, A., Alloza, J.A. (2015). Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: Interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. *Trees*, 29, 1791–1804. <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1261-9>

García-Güemes, Carlos. & Calama, Rafael (2015). La práctica de la silvicultura para la adaptación al cambio climático. En: Herrero, A., Zavala, M.A. (Eds.). *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*. Capítulo 46, 501-512 pp. MAGRAMA. Disponible online: [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/cap46-lapRACTICADELASILVICULTURAPARALAADAPTACION\\_tcm30-70248.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/cap46-lapRACTICADELASILVICULTURAPARALAADAPTACION_tcm30-70248.pdf) (último acceso 30/08/2023)

Gigante, D., Attorre, F., Venanzoni, R., Acosta, A., Agrillo, E., Aleffi, M., Alessi, N., Allegranza, M., Angelini, P., Angiolini, C., Assini, S., Azzella, M.M., Bagella, S., Biondi, E., E., Bolpagni, R., Bonari, G., Bracco, F., Brullo, S., Buffa, G., Carli, E., Caruso,

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

G., Casavecchia, S., Casella, L., Cerabolini, B.E.L., Ciaschetti, G., Copiz, R., Cutini, M., Del Vecchio, S., Del Vico, E., Di Martino, L., Facioni, L., Fanelli, G., Foggi, B., Frattaroli, A.R., Galdenzi, D., Gangale, C., Gasparri, R., Genovesi, P., Gianguzzi, L., Gironi, F., Giusso Del Galdo, G., Gualmini, M., Guarino, R., Lasen, C., Lastrucci, L., Maneli, F., Pasta, S., Paura, B., Perrino, E.V., Petraglia, A., Pirone, G., Poponessi, S., Prisco, I., Puglisi, M., Ravera, S., Sburlino, G., Sciandrello, S., Selvaggi, A., Spada, F., Spampinato, G., strumia, S., Tomaselli, M., Tomaselli, V., Uzunov, D., Viciani, D., Villani, M., Wagensommer, R.P., Zitti, S. (2016). A methodological protocol for Annex I Habitats monitoring: The contribution of Vegetation science. *Plant Sociol.*, 53(2), 77–87. <https://doi.org/10.7338/pls2016532/06>

Green, R.H. (1979). *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*, 1st ed., John Wiley & Sons: Chichester, UK. ISBN: 978-0-471-03901-3

Greenwood S., Ruiz-Benito P., Martínez-Vilalta J., Lloret F., Kitzberger T., Allen C.D., Fensham R., Laughlin D.C., Kattge J., Bönisch G., Kraft N.J.B., Jump A.S. (2017). Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecol Lett* 20(4), 539–53. <https://doi.org/10.1111/ele.12748>

Guerra, J., Alcaraz, F., Carrión, J., Egea, J., Hernández, J., Martínez, J., Sánchez, P. (1990). *Densidad, Estructura Poblacional y Áreas Potenciales para la Expansión de la Sabina Mora (Tetraclinis articulata) en el Litoral de la Región de Murcia*. ARMAN. Inédito.

Guzmán Álvarez, J.R., Navarro Gómez-Menor, F.J., Huesa Gallardo, R., Gómez de Dios, M.A., Muñoz Risueño, A., López Quintanilla, J.B., García Hernanz, J., Gutiérrez Tejada, G.A., Peña Rosa, L., Bustos Sánchez, J., González Jurado, G., Maneiro, M.A., Ruiz Morales, F., Francia Martínez, J.R. (2022). El rodal experimental de tuya mediterránea en Lanjarón y otras plantaciones demostrativas de *Tetraclinis articulata* en Andalucía. En: Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed.), *Actas del 8º Congreso Forestal Español: La Ciencia forestal y su contribución a los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Cataluña 27 junio - 1 julio 2022*. ISBN 978-84-941695-6-4. Disponible online: <https://8cfe.congresoforestal.es/sites/default/files/actas/8cfe-1063.pdf> (último acceso 30/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Haddouche, I., Benhanifia, K., Gacemi, M. (2011). Analyse spatiale de la régénération forestière post-incendie de la forêt de Fergoug à Mascara, Algérie. Algérie. *Bois For. Trop.*, 307(1), 23–31. <https://doi.org/10.19182/bft2011.307.a20478>

Hadjadj-Aoul S. (1988). *Analyse phytoécologique du Thuya de Berbérie (Tetraclinis articulata (Vahl) Master) en Oranie*. Thèse de Magistère, Univ. Oran Es-Sénia, 148 pp.

Hadjadj-Aoul, S. (1991). Les peuplements de *Tetraclinis articulata* sur le littoral d'Oran (Algérie). *Ecologia Medit.*, 17, 63-78. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1991.1690>

Hadjadj-Aoul S. (1995). *Les peuplements du Thuya de berberie (Tetraclinis articulata, Vahl, Master) en Algerie: phytoecologie, syntaxonomie et potentialites sylvicoles*. These. Doc. D'Etat: Univ. Aix-Marseille III. 159 pp. et Annexes.

Hadjadj-Aoul, S., Loisel, R. (1999). Syntaxonomie des peuplements algériens du Thuya de Berbérie (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters). Les peuplements forestiers et préforestiers. *Doc. Phytosoc.*, 19, 229-285.

Hadjadj-Aoul, S., Chouieb, M., Loisel, R. (2009). Effet des facteurs environnementaux sur les premiers stades de la régénération naturelle de *Tetraclinis articulata* (Vahl, Master) en Oranie (Algérie). *Ecol. Mediterr.*, 35, 19–30. Disponible online: [https://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/wp-content/uploads/sites/25/2017/07/Ecologia\\_mediterranea\\_2009-35.pdf](https://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/wp-content/uploads/sites/25/2017/07/Ecologia_mediterranea_2009-35.pdf) (último acceso 30/08/2023)

Hawkes, C. (2000) Woody plant mortality algorithms: description, problems and progress. *Ecological Modeling*, 126(2-3), 225–248. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00267-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00267-2)

HCEFLCD. (2022) *Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification*, Site officiel sur le réseau internet (<http://www.eauxetforets.gov.ma/>) (último acceso 30/08/2023)

Hobbs, R. J., et al. (2014). Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(10), 557–564. <https://doi.org/10.1890/130300>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Hoffmann, W.A. (1999). Fire and population dynamics of woody plants in a neotropical savanna: Matrix model projections. *Ecology*, 80(4), 1354–1369. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1354:FAPDOW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1354:FAPDOW]2.0.CO;2)

Horvitz, C.C., Schemske, D.W. (1995). Spatiotemporal variation in demographic transitions of a tropical understory herb: projection matrix analysis. *Ecological Monographs*, 65(2), 155–192. <https://doi.org/10.2307/2937136>

Huenneke, L.F., Marks, P.L. (1987). Stem dynamics of the shrub *Alnus Incana* ssp. *rugosa*: Transition matrix models. *Ecology*, 68(5), 1234–1242. <https://doi.org/10.2307/1939207>

Huguet del Villar, E. (1938). L' aire du *Callitris articulata* en Espagne. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 85, 4-14. Paris.

Hungate, B.A., Dukes, J.S., Shaw, M.R., Luo, Y., Field, C.B. (2003). Nitrogen and Climate Change. *Science*, 302(5650), 1512–1513. <https://doi.org/10.1126/science.1091390>

Ibáñez, J.M., Castanedo, J.L., Santa Cruz, F., Hernández Navarro, A., García Moreno, P. (1989). Bioestadística de una población de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters 1892. *Ecología*, 3, 99-106. Disponible online: [https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf\\_REPN%20FREPN\\_1989\\_99-106.pdf](https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/Biblioteca/Revistas/pdf_REPN%20FREPN_1989_99-106.pdf) (último acceso 30/08/2023)

IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp. Disponible online: <https://www.ipcc.ch/report/ar4/syr/> (último acceso 30/08/2023)

IPCC (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. Disponible online: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (último acceso 30/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp. Disponible online: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/> (último acceso 30/08/2023)

Ismahene, Ch. (2012). *Contribution à une étude phytoécologiques des groupements à Tetraclinis articulata du littoral de Honaine (Algérie occidentale)*, Tesis doctoral, Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen.

Iriondo, J.M., Albert, M.J., Giménez Benavides, L., Domínguez Lozano, F. & Escudero, A. (Eds.). (2009). *Poblaciones en Peligro: Viabilidad Demográfica de la Flora Vasculosa Amenazada de España*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino), Madrid, 242 pp. ISBN: 978-84-8014-746-0. Disponible online: [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/viabilidaddemografica\\_tcm30-99752.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/viabilidaddemografica_tcm30-99752.pdf) (último acceso 31/08/2023)

Jactel, H., Nicoll, B. C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J. R., Grodzki, W., Långström, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M. J., Tojic, K., & Vodde, F. (2009). The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Ann. For. Sci.*, 66, art. 701. <https://doi.org/10.1051/forest/2009054>

Jahandiez, E., Maire, R. (1931, 1932, 1934). *Catalogue des plantes du Maroc*. 3 tomos, Lechevalier (Eds.), Paris, 913 p.

Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Freudenschuss, A., Gschwantner, T., Weiss, P. (2018). Strategies for climate-smart forest management in Austria. *Forests*, 9(10), 592. <https://doi.org/10.3390/f9100592>

Jørgensen, S.E., Fath, B. (2011). *Fundamentals of Ecological Modelling* (4th Ed.) Elsevier, Amsterdam (400 pp). ISBN: 978-0-444-53567-2.

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Kalish, S., McPeck, M.A. (1992) Demography of an age-structured annual: resampled projection matrices, elasticity analyses, and seed bank effects. *Ecology*, 73(3), 1082–1093. <https://doi.org/10.2307/1940182>

Kays, J.S., Canham, C. D. (1991). Effects of time and frequency of cutting on hardwood reserves and sprout growth. *Forest Science*, 37(2), 524-539. <https://doi.org/10.1093/forestscience/37.2.524>

Kelly, D., Sork, V.L. (2002). Mast seeding in perennial plants: why, how, where?, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33, 427–427. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095433>

Key, C.H., Zhu, Z., Ohlen, D., Howard, S., McKinley, R., Benson, N. (2002). The normalized burn ratio and relationships to burn severity: Ecology, remote sensing and implementation. En: J.D. Greer, (Ed.), *Proceedings of the Ninth Forest Service Remote Sensing Applications Conference*, 8-12 abril 2002, San Diego, CA, USA, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.

Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R. (2008) Admixing broadleaved to coniferous tree species: a review on yield, ecological stability and economics. *Eur. J. Forest Res*, 127, 89–101. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2>

Koenig, W.D., Knops, J.M.H., Carmen, W.J., Pearse, I.S. (2015). What drives masting? The phenological synchrony hypothesis, *Ecology*, 96(1), 184-192. <https://doi.org/10.1890/14-0819.1>

Kohira, M. & Ninomiya, I. (2003) Detecting tree populations at risk for forest conservation management: using single-year vs. long-term inventory data, *Forest Ecology and Management*, 174(1-3), 423–435. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00076-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00076-2)

Koutroulis, A.G. (2019). Dryland changes under different levels of global warming. *Sci. Tot. Environ.*, 655, 481-511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.215>

Kriegler, F.J., Malila, W.A., Nalepka, R.F., Richardson, W. (1969). Preprocessing transformations and their effect on multispectral recognition. En: *Proceedings of the Sixth International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Universidad de Michigan, Ann Arbor, MI, USA, 13–16 Octubre 1969; pp. 97–131.

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Kvaček, Z. (2010). Forest flora and vegetation of the European early Palaeogene - a review. *Bulletin of Geosciences*, 85(1), 63-76. <https://doi.org/10.3140/bull.geosci.1146c>

Kwit, C., Horvitz, C.C., Platt, W.J. (2004) Conserving slow-growing, long-lived tree species: input from the demography of a rare understory conifer, *Taxus floridana*. *Conservation Biology*, 18(2), 432-443. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00567.x>

Lê, S., Josse, J., Husson, F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis, *J. Stat. Sof.*, 25(1), 1-18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

Liang, J., Buongiorno, J., Monsreud, R.A. (2005). Growth and yield of all-aged Douglas-fir/western hemlock stands: A matrix model with stand diversity effects. *Can. J. For. Res.*, 35(10), 2369-2382. <https://doi.org/10.1139/x05-137>

Liang, J., Zhou, M. (2010). A geospatial model of forest dynamics with controlled trend surface. *Ecol. Model.* 221(19), 2339-2352. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.06.016>

Liang, J., Picard, N. (2013). Matrix model of forest dynamics: An overview and outlook. *For. Sci.*, 59(3), 359-378. <https://doi.org/10.5849/forsci.11-123>

Lindenmayer, D.B., Lacy, R.C. & Pope, M.L. (2000). Testing a simulation model for population viability analysis. *Ecological Applications*, 10(2), 580-597. <https://doi.org/10.2307/2641117>

Lloret, F., Zedler, P. H. (2009). The effect of forest fire on vegetation. En: Cerdà, A., Robichaud, P.R. (Eds.). *Fire effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Enfield, NH, USA, pp 257-295. <https://doi.org/10.1201/9781439843338>

Lloret, F. (2012). Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas*, 21(3), 85-90. <http://hdl.handle.net/10045/25805>

Lloret, F., Jaime, L.A., Margalef-Marrase, J., Pérez-Navarro, M.A., Batllori, E. (2022). Short-term Forest resilience after drought-induced die-off in Southwestern European forests, *Science of The Total Environment*, 806(Pt-4), 150940, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150940>.

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Loisel, R. (1966). Germination du pin d'Alep dans certaines associations végétales de Basse-Provence. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 113, 324–330. <https://doi.org/10.1080/00378941.1966.10835531>

López-Hernández, J.J., Calvo J., Esteve-Selma, M.A., Ramírez, Díaz L. (1995). Respuesta de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters al fuego. *Ecología*, 9, 213-221.

López-Hernández, J.J. (2000). *Respuesta ambiental de las principales especies arbustivas en sistemas áridos y semiáridos mediterráneos: Modelos y aplicaciones*. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.

Luo, Y., Su, B., Currie, W.S., Dukes, J.S., Finzi, A., Hartwig, U., Hungate, B., McMurtrie, R.E., Oren, R., Parton, W.J., Pataki, D.E., Shaw, M.R., Zak, D.R., Field, C.B. (2004). Progressive nitrogen limitation of ecosystem responses to rising atmospheric carbon dioxide. *BioScience*, 54(8), 731–739. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0731:PNLOER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0731:PNLOER]2.0.CO;2)

Mai, DH. (1994). Two conifers- *Tetraclinis* Mast. (*Cupressaceae*) and *Metasequoia* Miki (*Taxodiaceae*)-relicts or paleoclimatic indicators of the past. En: Boulter MC, Fisher H (Eds.). *Cenozoic Plants and Climates of the Arctic*. NATO ASI Series, vol. 27, Springer, Berlin, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-79378-3\\_14](https://doi.org/10.1007/978-3-642-79378-3_14)

Manders, P.T. (1987). A transition matrix model of the population dynamics of the Clanwilliam cedar (*Widdringtonia cedarbergensis*) in natural stands subject to fire, *For. Ecol. Manage*, 20(1–2), 171–186. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90157-5](https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90157-5)

Martínez-Vilalta, J., Aguadé, D., Banqué, M., Barba, J., Curiel Yuste, J., Galiano, L., García, N., Gómez, M., Hereş, A.M., López, B.C., Lloret, F., Poyatos, R. Retana, J. Sus, O., Vayreda, J., Vilà-Cabrera, A. (2012). Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas*, 21(3), 15-21. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.03>

Masetti, C., Mencuccini, M. (1991). Régénération naturelle du Pin pignon (*Pinus pinea* L.) dans la Pineta Granduciale di Alberese (Parco Naturale della Maremma, Toscana, Italie). *Ecol. Mediterr.*, 17, 103–118. <https://doi.org/10.3406/ECMED.1991.1693>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Mayer, P., Brang, P., Dobbertin, M., Hallenbarter, D., Renaud, J.P., Walthert, L., Zimmermann, S. (2005). Forest storm damage is more frequent on acidic soils, *Annals of Forest Science*, 62(4), 303–311. <https://doi.org/10.1051/forest:2005025>

McDowell, N.G., W.T. Pockman, C.D. Allen, D.D. Breshears, N. Cobb, T. Kolb, J. Plaut, J. Sperry, A. West, D.G. Williams, and E.A. Yezzer. (2008). Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought?, *New Phytologist*, 178(4), 719–739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>

McGaughey, R.J. *FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization*, Version 4.20, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Seattle, WA, USA, 2021, Disponible online: <http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusionlatest.html> (último acceso 31/08/2023)

Menges, E.S. (2000). Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 15(2), 51-56. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01763-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01763-2)

Merouane, Z., Camarero, J., Valeriano, C., Rubio-Cuadrado, Á., Fulé, P., Diaz-Delgado, R., Taiqui, L. (2023). Site-contingent responses to drought of core and relict *Tetraclinis articulata* populations from Morocco and Spain, *Dendrochronologia*, 80, 126103. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2023.126103>

Messier, C., Doucet, R., Ruel, J.C., Claveau, Y., Kelly, C., Lechowicz, M.J. (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Can. J. For. Res.*, 29, 812–823. <https://doi.org/10.1139/x99-070>

Minor, D. M., Kobe, R. K. (2017). Masting synchrony in northern hardwood forests: Super-producers govern population fruit production. *Journal of Ecology*, 105(4), 987–998. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12729>

Minor, D. M., Kobe, R. K. (2019). Fruit production is influenced by tree size and size-asymmetric crowding in a wet tropical forest. *Ecology and Evolution*, 9(3), 1458–1472. <https://doi.org/10.1002/ece3.4867>

Moreno-Gutiérrez, C., Dawson, T., Nicolás, E., Querejeta, J. (2012). Isotopes reveal contrasting water use strategies among coexisting plant species in a Mediterranean

ecosystem. *The New phytologist*, 196(2), 489-96. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04276.x>

Montoya-Bernabéu, P., Esteve-Selma, M.A. (2017). Sobrepastoreo y microhábitat en *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters: Efecto en variables dendrométricas y demográficas. En: *Biodiversidad y Procesos Ecológicos en el Sureste Ibérico*, Editum, University of Murcia: Murcia, Spain, 2017, pp. 21–27

Moya-Pérez, J.M., Esteve-Selma, M.A. (2018). Efectos de los incendios forestales sobre la población silvestre de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters en el sureste ibérico. *Chronica naturae*, 7, 12-17. Disponible online: [https://hombreyterritorio.org/chronica\\_naturae/num7/7\\_12\\_2018.html](https://hombreyterritorio.org/chronica_naturae/num7/7_12_2018.html) (último acceso 31/08/2023)

Moya-Pérez, J.M., Carreño-Fructuoso, M.F., Montoya-Bernabéu, P., Esteve-Selma, M.A. (2018). Primeros resultados de una experiencia de construcción de un bosque más resiliente al cambio climático mediante el debilitamiento de la competencia interespecífica *Pinus* vs *Tetraclinis*. En: Montávez, J.P., Gómez, J.J., López, J.M., Palacios, L., Turco, M., Jerez, S., Lorente, R., Jiménez Guerrero, P. (Eds.), *El Clima: Aire, Agua, Tierra y Fuego*, 1st ed., Publicaciones de la Asociación Española de Climatología (AEC) Serie A, nº. 11. NIPO. Coed, Asociación Española de Climatología: Santander, Spain, Agencia Estatal de Meteorología: Leganés, España, pp. 1013-1022. Disponible online: <http://aeclim.org/wp-content/uploads/2019/07/1013-MOYA.pdf> (último acceso 31/08/2023)

Moya-Pérez, J.M., Esteve-Selma, M.A. (2020). Incrementando la resiliencia al cambio climático de los bosques costeros: El caso de las formaciones mixtas *Pinus-Tetraclinis*. En: *Cambio Climático en la Región de Murcia: Del Acuerdo de París a la Emergencia Climática. Trabajos del Observatorio Regional del Cambio Climático*, Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, España, pp. 103–110. Disponible online: [https://www.carm.es/web/descarga?ARCHIVO=1113-2020%20Libro%20del%20Cambio%20Clima%C2%BFtico%20con%20portadas.pdf&ALIAS=ARCH&IDCONTENIDO=176927&IDTIPO=60&RASTRO=c866\\$m9665](https://www.carm.es/web/descarga?ARCHIVO=1113-2020%20Libro%20del%20Cambio%20Clima%C2%BFtico%20con%20portadas.pdf&ALIAS=ARCH&IDCONTENIDO=176927&IDTIPO=60&RASTRO=c866$m9665) (último acceso 31/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Moya-Pérez, J.M., Carreño, M.F., Esteve-Selma, M.A. (2021). Enhancing the Resilience of a Mediterranean Forest to Extreme Drought Events and Climate Change: *Pinus—Tetraclinis* Forests in Europe. *Forests*, 12(4), 487. <https://doi.org/10.3390/f12040487>

Moya-Pérez, J.M., Esteve-Selma, M.A., Rocamora, A.R., Carrillo, A.F. (2022). Validation of the Habitat Quality Index of *Tetraclinis articulata* Forests and Its Application in Cost-Effectiveness Analysis of Restoration Projects, *Forests*, 13(6), 950. <https://doi.org/10.3390/f13060950>

Nabil, M.A. (1989). Essai de synthese sur la vegetation et la phyto-ecologie tunisiennes. En: Faculté des Sciences, Laboratoire de Botanique et Appliquée (Eds.), *I-Element de botanique et de phyto-ecologie* (vol. 4-6). Faculte des Sciences, Tunis. 247 pp.

Nabuurs, G.-J., Delacote, P., Ellison, D., Hanewinkel, M., Hetemäki, L., Lindner, M., Ollikainen, M. (2017). By 2050 the mitigation effects of EU forests could nearly double through climate smart forestry. *Forests*, 8(12), 484. <https://doi.org/10.3390/f8120484>

Nabuurs, G.-J., Verkerk, P.J., Schelhaas, M.J., González-Olabarria, J.R., Trasobares, A., Cienciala, E. (2018). *Climate-Smart Forestry: mitigation impacts in three European regions*. From Science to Policy 6. European Forest Institute. ISBN 978-952-5980-54-7. <https://doi.org/10.36333/fs06>

Nanda, K.K. (1962). Some observations on growth, branching behaviour and flowering of Teak (*Tectona grandis* LF.) in relation to light. *Indian For.*, 88(3), 207–218.

Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., González-Barberá, G., Castillo, V.M., Verdú, M. (2017). *Restauración Ecológica en Ambientes Semiáridos: Recuperar las Interacciones Biológicas y las Funciones Ecosistémicas*, CSIC: Murcia, Spain, pp. 159. Disponible online: [https://www.uv.es/cide/Documentos/RESTAURACION\\_ECOLOGICA.%20Libro.pdf](https://www.uv.es/cide/Documentos/RESTAURACION_ECOLOGICA.%20Libro.pdf) (último acceso 31/08/2023)

Navarro-Cano, J.A., Goberna, M., Verdú, M. (2019). La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas*, 28(2), 20–31. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1747>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Nelder, J., Wedderburn, R. (1972). Generalized Linear Models, *J. R. Stat. Soc.*, 135(3), 370–384. <https://doi.org/10.2307/2344614>

Nicolás, M.J., Esteve, M.A., Palazón, J.A., López-Hernández, J.J. (2004). Modelo sobre las preferencias de hábitat a escala local de *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters en una población de su área de distribución. *An. Biol.*, 26, 157–167. Disponible online: <https://revistas.um.es/analesbio/article/view/30571/29751> (último acceso 31/08/2023)

Novoplansky, A. (2009). Picking battles wisely: Plant behavior under competition, *Plant. Cell Environ.*, 32, 726–741. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01979.x>

Nyman, B. (1961). Effect of red and far-red irradiation on the germination process in seeds of *Pinus sylvestris* L., *Nature*, 191, 1219–1220. <https://doi.org/10.1038/1911219a0>

Oliveras, I., Martínez-Vilalta, J., Jimenez-Ortiz, T., Lledó, M.J., Escarré, A., Piñol, J. (2003). Hydraulic properties of *Pinus halepensis*, *Pinus pinea* and *Tetraclinis articulata* in a dune ecosystem of Eastern Spain, *Plant Ecol.*, 169, 131–141. <https://doi.org/10.1023/A:1026223516580>

Olmsted, I., Alvarez-Buylla, E.R. (1995). Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications*, 5(2), 484–500. <https://doi.org/10.2307/1942038>

Oná, M.B., Goberna, M., Navarro-Cano, J.A. (2021). Natural Seed Limitation and Effectiveness of Forest Plantations to Restore Semiarid Abandoned Metal Mining Areas in SE Spain. *Forests*, 12(5), 548. <https://doi.org/10.3390/f12050548>

Padilla, F.M., Ortega, R., Sánchez, J., Pugnaire, F.I. (2009). Rethinking species selection for restoration of arid shrublands, *Basic App. Ecol.*, 10(7), 640–647. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.03.003>

Palamarev E. (1987). Paleobotanical evidences of the Tertiary history and origin of the Mediterranean sclerophyll dendroflora, *Pl. Syst. Evol.*, 162, 93-107. <https://doi.org/10.1007/BF00936912>

Pau, C. (1904). La *Callitris quadrivalvis* Vent. Nueva para la flora de Europa, *Bol. Soc. Aragonesa Cienc. Nat.*, 3, 33-34.

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Peñuelas, J., Boada, M. (2003). A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain), *Global Change Biology*, 9(2), 131-140. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00566.x>

Pérez-Navarro, M.A., Sapes, G., Batllori, E., Serra-Diaz, J.M., Esteve, M.A., Lloret, F. (2019). Climatic Suitability Derived from Species Distribution Models Captures Community Responses to an Extreme Drought Episode, *Ecosystems*, 22, 77–90. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0254-0>

Perring, M.P., R.J. Standish, J.N. Price, M.D. Craig, T.E. Erickson, K.X. Ruthrof, A.S. Whiteley, L.E. Valentine, and R.J. Hobbs. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades, *Ecosphere*, 6(8), 131. <https://doi.org/10.1890/ES15-00121.1>

Pescador, D.S., Vayreda, J., Escudero, A., Lloret, F. (2019). Identificación y descripción de las variables utilizadas en el Inventario Forestal Nacional para la evaluación de la ‘Estructura y función’ de los tipos de hábitat de bosque. En: *Metodologías para el Seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Habitat*, Ministerio para la Transición Ecológica: Madrid, España, pp. 135. Disponible online: [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/04bosquesymatorralesnofluviales\\_2\\_metodosestructurayfuncionifn\\_tcm30-506048.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/04bosquesymatorralesnofluviales_2_metodosestructurayfuncionifn_tcm30-506048.pdf) (último acceso 31/08/2023)

Pescador, D.S., Chacón-Labela, J., Vayreda, J., Escudero, A., Lloret, F. (2019b). Identificación de tipos de hábitat de bosque y matorral no representados en las parcelas del Inventario Forestal Nacional y descripción de procedimientos para evaluar su estado de conservación. En: *Metodologías para el Seguimiento del Estado de Conservación de los Tipos de Hábitat*, Ministerio para la Transición Ecológica: Madrid, España, pp. 31. Disponible online: [https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/04bosquesymatorralesnofluviales\\_7\\_metodostiposnorepresentados\\_tcm30-506052.pdf](https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/04bosquesymatorralesnofluviales_7_metodostiposnorepresentados_tcm30-506052.pdf) (último acceso 31/08/2023)

Petras, V., Petrasova, A. (2021). GRASS Development Team. *Addon r.sun.daily*. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8. Disponible online: <https://grass.osgeo.org/grass78/manuals/addons/r.sun.daily.html> (último acceso 31/08/2023)

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Pina-Mingorance, V., Martínez-González, S. (2019). *La historia de Tetra: Un árbol muy especial*. Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente (Ed.), Dirección General de Medio Natural, Consejería de Empleo, Universidades, Empresa y Medio Ambiente de la Región de Murcia. Disponible online: [https://murcianatural.carm.es/c/document\\_library/get\\_file?uuid=b886a18a-bb5e-4fcc-b267-0ee4164ecf56&groupId=14](https://murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=b886a18a-bb5e-4fcc-b267-0ee4164ecf56&groupId=14) (último acceso 30/08/2023)

Price, O., Bowman, D.M.J.S. (1994). Fire-stick forestry: A Matrix model in support of skilful fire management of *Callitris intratropica* R.T. Baker by North Australian aborígenes, *J. Biogeogr.*, 21(6), 573–580. <https://doi.org/10.2307/2846032>

Puettmann, K.J. (2011). Silvicultural challenges and options in the context of global change: “Simple” fixes and opportunities for new management approaches. *Journal of Forestry*, 109(6), 321-331. <https://doi.org/10.1093/jof/109.6.321>

QGIS.org. (2023). QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>

Röschel, L., Noebel, R., Stein, U., Naumann, S., Romão, C., Tryfon, E., Gaudillat, Z., Roscher, S., Moser, D., Ellmayer, T., Löhnertz, M., Halada, L., Staneva, A., Rutherford, C. (2020). *State of Nature in the EU-Methodological Paper: Methodologies under the Nature Directives Reporting 2013–2018 and Analysis for the State of Nature 2000*. ETC/BD Report to the EEA, European Environment Agency: Copenhagen, Denmark. Disponible online: <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/products/etc-bd-reports/etc-bd-technical-paper-2-2020-state-of-nature-in-the-eu-methodological-paper-methodologies-under-the-nature-directives-reporting-2013-2018-and-analysis-for-the-state-of-nature-2000/@@download/file/EU%20State%20of%20Nature%20-%20Methodological%20paper.pdf> (último acceso 31/08/2023)

Rigual A., Esteve F. (1952). Algunas anotaciones sobre los últimos ejemplares de *Callitris quadrivalvis* Vent. en la Sierra de Cartagena. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 11(1), 436-476. Disponible online: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2974780.pdf> (último acceso 31/08/2023)

Rivera, D., Alcaraz, F. (1986). Aspectos Botánicos, En: *Historia de Cartagena*, 195-340 pp., Tomo I, Mediterráneo, Murcia.

Sánchez, E., Domínguez, M., Romera, R., López de la Franca, N., Gaertner, M.A., Gallardo, C., Castro, M. (2011). Regional modeling of dry spells over the Iberian

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Peninsula for present climate and climate change conditions, *Climatic Change*, 107, 625-634. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0114-9>

Sánchez-Gómez, P., Carrión, M.A., Hernández, A., Guerra, J. (2002). *Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia*, Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, Dirección General del Medio Natural.

Sánchez-Pinillos M, Coll L, De Cáceres M, Ameztegui A. (2016). Assessing the persistence capacity of communities facing natural disturbances on the basis of species response traits, *Ecological indicators*, 66, 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.024>

Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R.M., Camarero, J.J., Fernández-Cancio, A., Swetnam, T.W., Zavala, M. (2012). Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa, *Ecosistemas*, 21(3), 31-40. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.05>

Sanz-Elorza, M., Dana, E.D., Gonzales, A. Sobrino, E. (2003). Changes in the high-mountain vegetation of the central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany*, 92(2), 273-280. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg130>

Templado J. (1974). El Araar, *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters, en las Sierras de Cartagena. *Boletín Estación Central de Ecología*, 3(5), 43-56.

Teodoridis, V., Kvaček, Z., Agostini, S., Martinetto, E., Rossi, M. A., Cavallo, O. (2015). Feather palm foliage from the Messinian of Italy (Capo di Fiume, Palena and Pollenzo near Alba) within the framework of northern Mediterranean late Miocene flora. –*Acta Musei Nationalis Pragae, Series B – Historia Naturalis*, 72(3-4), 301–314, Praha. ISSN 1804-6479.

Terras, M., Labani, A., Benabdeli, K., Adda-Hanifi, N. (2008). Dynamique phytoécologique du Thuya de Berberie face à l'incendie. *For. Méditerran.*, 29, 33–40. <https://hal.science/hal-03565235>

Toumi, F., Benyahia, M., Rahmani, A., Aicha, M. (2008a). Analyses failure reasons of the development schemes of the steppe and role of *Tetraclinis articulata* Vahl Masters in its eco-development. *International Scientific Journal for Alternative Energy and Ecology*, 5(61), 134-139.

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Toumi, F., Rahmani, A., Benyahia, M., Aroussi, M. (2008b). *Tetraclinis articulata* regeneration (the Thuya of the Maghreb) and its resistance to human caused deteriorations: case of fire. *International Scientific Journal for Alternative energy and ecology Alternative Energy and Ecology*, 5(61), 140-146.

Redmond, M.D. , Kelsey, K.C., Urza, A.K., Barger, N.N. (2017). Interacting effects of climate and landscape physiography on piñon pine growth using an individual-based approach, *Ecosphere*, 8(3), 1–14. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1681>

Santos-del-Blanco, L., Bonser, S.P., Valladares, F., Chambel, M.R., Climent, J. (2013). Plasticity in reproduction and growth among 52 range-wide populations of a Mediterranean conifer: Adaptive responses to environmental stress, *J. Evol. Biol.*, 26(9), 1912–1924. <https://doi.org/10.1111/jeb.12187>

Saysel, A.K., Barlas, Y. (2006). Model simplification and validation testing with indirect structure validity tests. *System Dynamics Review*, 22(3), 241–262. <https://doi.org/10.1002/sdr.345>

Schwartz, M.W., Hermann, S.M., Van Mantgem, P.J. (2000). Population persistence in the Florida Torrey: comparing modeled projections of a declining coniferous tree, *Conservation Biology*, 14(4), 1023–1033. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98393.x>

Schoenenberger, A. (1995). Groupements vegetaux des series de vegetation. La vegetation forestiere. En: “*Essai de synthese sur la vegetation et la phyto-ecologie tunisiennes. Vols. II&III. Programme flore et vegetation tunisiennes*”, 213-237 pp.

Sghaier, T., Sánchez-González, M., Garchi, S., Ammari, Y., Cañellas, I., Calama, R. (2015). Developing a stand-based growth and yield model for Thuya (*Tetraclinis articulata* (Vahl) Mast) in Tunisia, *iForest*, 9, 79–88. <https://doi.org/10.3832/ifer1389-008>

Simpson, J.D., Powell, G.R. (1981). Some Factors Influencing Cone Production on Young Black Spruce in New Brunswick, *For. Chron.*, 57, 267–269. <https://doi.org/10.5558/tfc57267-6>

Skordilis, A., Thanos, C.A. (1995). Seed stratification and germination strategy in the Mediterranean pines *Pinus brutia* and *Pinus halepensis*. *Seed Sci. Res.*, 5(3), 151–160. <https://doi.org/10.1017/S0960258500002774>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Taiyun, W., Simko, V.R. (2021). *Package 'Corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92)*. Disponible online: <https://github.com/taiyun/corrplot> (último acceso 31/08/2023)

Templado J. (1974). El Araar, *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters, en las Sierras de Cartagena. *Boletín Estación Central de Ecología*, 3(5), 43-56.

Thanos, C.A., Skordilis, A. (1987). The effects of light, temperature and osmotic stress on the germination of *Pinus halepensis* and *Pinus brutia* seeds. *Seed Sci. Technol.*, 15, 163–174.

Van der Heyden, F. y Stock, W. D. (1996). Regrowth of a semiarid shrub following simulated browsing: the role of reserve carbon, *Functional Ecology*, 10(5), 647-653. <https://doi.org/10.2307/2390175>

Venables, W.N., Ripley, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*, 4th ed., Springer: New York, NY, USA, Disponible online: <http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/> (último acceso 31/08/2023)

Verkerk, P.J., Costanza, R., Hetemäki, L., Kubiszewski, I., Leskinen, P., Nabuurs, G.J., Potočník, J., Palahí, M. (2020). Climate-Smart Forestry: the missing link, *Forest Policy and Economics*, 115, 102164. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102164>

VV.AA. (2009). *Bases Ecológicas Preliminares para la Conservación de los Tipos de Hábitat de Interés Comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Disponible online: [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn\\_tip\\_hab\\_esp\\_bases\\_eco\\_preliminares.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/red-natura-2000/rn_tip_hab_esp_bases_eco_preliminares.aspx) (último acceso 31/08/2023)

Williams, C.G. (2009). *Conifer Reproductive Biology*, 1st ed., Springer: Dordrecht, The Netherlands, 170 pp. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9602-0>

Wion, A.P., Weisberg, P.J., Pearse, I.S. and Redmond, M.D. (2020), Aridity drives spatiotemporal patterns of mast seeding across the latitudinal range of a dryland conifer, *Ecography*, 43(4), 569-580. <https://doi.org/10.1111/ecog.04856>

Yamawo, A. (2015). Relatedness of Neighboring Plants Alters the Expression of Indirect Defense Traits in an Extrafloral Nectary-Bearing Plant. *Evol. Biol.*, 42, 12–19. <https://doi.org/10.1007/s11692-014-9295-2>

## Capítulo 8. Referencias bibliográficas

Yousefpour, R., Augustynczyk, A.L.D., Reyer, C.P.O., Lasch-Born, P., Suckow, F., Hanewinkel, M. (2018). Realizing mitigation efficiency of European commercial forests by climate smart forestry. *Sci. Rep.*, 8, 345. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18778-w>

Zamora-Zamora, M.d.C. (1986). El paisaje vegetal y su aprovechamiento en los siglos XVI y XVII. En: *Historia de Cartagena*, 121-139. Tomo VII. Mediterráneo. Murcia.

Zamora-Zamora, M.d.C. (1997). *Aprovechamientos tradicionales de los montes comunales en la comarca del Campo de Cartagena: Como se construye un desierto*. Murcia, Ed. Caja de Ahorros del Mediterraneo

Zamora, C., Grandal, A. (1997). Reconstrucción de la vegetación potencial del Campo de Cartagena a la luz de la documentación de su archivo municipal, *Anales de Biología*, 22, 67-76. Disponible online: <https://revistas.um.es/analesbio/article/view/32011> (último acceso 31/08/2023)

Zidianakis G, Mohr BAR, Fassoulas Ch. (2007). A late Miocene leaf assemblage from Vrysses, wester Crete, Greece, and its paleoenvironmental and paleoclimatic interpretation, *Geodiversitas*, 29(3), 351-377.

Zsolnay, N., Walentowitz, A., Aas, G. (2023). Impact of climatic conditions on radial growth of non-native *Cedrus libani* compared to native conifers in Central Europe. *PLOS ONE*, 18(5): e0275317. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0275317>

# **ANEXO: MODELOS OBTENIDOS EN LOS CAPÍTULO DE RESULTADOS**

### CAPÍTULO 3: MODELOS

- **Modelo: madurez reproductiva ~ diámetro**

```
Call:
glm(formula = Madurez ~ Diametro, family = binomial)

Coefficients:
            Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)  -4.14880    0.25890  -16.02  <2e-16 ***
Diametro      0.28479    0.02779   10.25  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 552.77  on 918  degrees of freedom
Residual deviance: 403.96  on 917  degrees of freedom
AIC: 407.96

Number of Fisher Scoring iterations: 6
```

- **Modelo: producción de conos ~ diámetro y cobertura arbórea**

```
Call:
lm(formula = Conos ~ Diametro + Cobertura)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-2780.3  -916.0  -363.4   271.2   9217.8

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  -34.147    689.437  -0.050  0.96065
Diametro      94.756     28.060   3.377  0.00122 **
Cobertura    -19.579      7.528  -2.601  0.01143 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1959 on 67 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.2315, Adjusted R-squared:  0.2085
F-statistic: 10.09 on 2 and 67 DF, p-value: 0.0001478
```

### CAPÍTULO 4: ANÁLISIS Y MODELOS

- **ANOVA Control – Impacto (previo): irradiación solar directa**

```
Anova Table (Type III tests)

Response: rdir.Before
            Sum Sq Df F value    Pr(>F)
(Intercept) 3.3338e+12  1  91.5478 1.754e-08 ***
SiteClass   5.5513e+10  1   1.5244  0.2328
Residuals   6.5549e+11 18
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

- **ANOVA Control – Impacto (previo): ejemplares reproductivos**

```
Anova Table (Type III tests)

Response: adult.Before
            Sum Sq Df F value    Pr(>F)
(Intercept)  1.60  1    6.4 0.02096 *
SiteClass    0.45  1    1.8 0.19639
```

Residuals 4.50 18

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Control – Impacto (posterior): irradiación solar directa**

Anova Table (Type III tests)

Response: rdir.After

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	3.3469e+12	1	79.1797	5.214e-08 ***
SiteClass	3.0760e+11	1	7.2772	0.01473 *
Residuals	7.6085e+11	18		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Control – Impacto (posterior): ejemplares reproductivos**

- Anova Table (Type III tests)

Response: adult.After

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	4.9	1	10.2558	0.004936 **
SiteClass	3.2	1	6.6977	0.018562 *
Residuals	8.6	18		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Control previo – Control posterior: irradiación solar directa**

Anova Table (Type III tests)

Response: rdir

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	3.3469e+12	1	109.7906	4.332e-09 ***
Period	6.3716e+06	1	0.0002	0.9886
Residuals	5.4872e+11	18		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Control previo – Control posterior: ejemplares reproductivos**

Anova Table (Type III tests)

Response: adult

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	4.90	1	19.6	0.0003253 ***
Period	0.45	1	1.8	0.1963945
Residuals	4.50	18		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Impacto previo – Impacto posterior: irradiación solar directa**

Anova Table (Type III tests)

Response: rdir

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	6.8319e+12	1	141.737	5.732e-10 ***
Period	6.2846e+11	1	13.038	0.001998 **
Residuals	8.6763e+11	18		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **ANOVA Impacto previo – Impacto posterior: ejemplares reproductivos**

Anova Table (Type III tests)

Response: adult

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)	
(Intercept)	22.5	1	47.0930	2.024e-06	***
Period	3.2	1	6.6977	0.01856	*
Residuals	8.6	18			

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **Modelo: madurez reproductiva ~ diámetro (2016)**

Call:

glm(formula = Mad16 ~ d16, family = binomial)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-6.5789	1.7427	-3.775	0.000160	***
d16	0.4318	0.1202	3.591	0.000329	***

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 90.954 on 91 degrees of freedom  
Residual deviance: 23.851 on 90 degrees of freedom  
AIC: 27.851

Number of Fisher Scoring iterations: 7

- **Modelo: madurez reproductiva ~ diámetro (2018)**

Call:

glm(formula = Mad18 ~ d18, family = binomial)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-7.8666	2.2374	-3.516	0.000438	***
d18	0.8167	0.2424	3.369	0.000756	***

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 135.944 on 130 degrees of freedom  
Residual deviance: 18.333 on 129 degrees of freedom  
AIC: 22.333

Number of Fisher Scoring iterations: 9

- **Modelo: número de ejemplares ~ irradiación solar directa (2016)**

Call:

glm.nb(formula = tetart16 ~ log(dir16), link = log,  
init.theta = 2.066989173)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-18.0208	6.8406	-2.634	0.00843	**
log(dir16)	1.4845	0.5193	2.858	0.00426	**

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(2.067) family taken to be 1)

*Anexo: Modelo obtenidos en los capítulos de resultados*

Null deviance: 27.224 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 18.287 on 17 degrees of freedom  
AIC: 100.28

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 2.067  
Std. Err.: 0.971

2 x log-likelihood: -94.279

• **Modelo: número de ejemplares ~ irradiación solar difusa (2016)**

Call:  
glm.nb(formula = tetart16 ~ log(ind16), link = log,  
init.theta = 1.784734594)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-26.992	12.353	-2.185	0.0289	*
log(ind16)	2.371	1.027	2.309	0.0209	*

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(1.7847) family taken to be 1)

Null deviance: 24.657 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 18.672 on 17 degrees of freedom  
AIC: 102.44

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 1.785  
Std. Err.: 0.794

2 x log-likelihood: -96.440

• **Modelo: número de ejemplares ~ cobertura *P. halepensis* (2016)**

Call:  
glm.nb(formula = tetart16 ~ pinhal\_cov, link = log,  
init.theta = 1.775584959)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	3.23552	0.75714	4.273	1.93e-05	***
pinhal_cov	-0.03858	0.01651	-2.336	0.0195	*

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(1.7756) family taken to be 1)

Null deviance: 24.569 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 18.545 on 17 degrees of freedom  
AIC: 102.38

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 1.776  
Std. Err.: 0.784

2 x log-likelihood: -96.377

- **Modelo: reclutamiento ~ irradiación solar difusa (2019)**

```
Call:
glm.nb(formula = seedlings19 ~ log(ind18),
       link = log, init.theta = 0.3284661876)

Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      -63.365    33.701  -1.880  0.0601 .
log(ind18)         5.304     2.691   1.971  0.0487 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.3285) family taken to be 1)

Null deviance: 22.365  on 18  degrees of freedom
Residual deviance: 21.202  on 17  degrees of freedom
AIC: 144.89

Number of Fisher Scoring iterations: 1

                Theta: 0.328
                Std. Err.: 0.108

2 x log-likelihood: -138.895
```

- **Modelo: reclutamiento ~ cobertura P. halepensis (2019)**

```
Call:
glm.nb(formula = seedlings19 ~ pinhal_after + I(pinhal_after^2),
       link = log, init.theta = 0.4086345531)

Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      2.295034    0.628018   3.654 0.000258 ***
pinhal_after      0.185123    0.089193   2.076 0.037937 *
I(pinhal_after^2) -0.005683    0.002300  -2.471 0.013465 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.4086) family taken to be 1)

Null deviance: 26.849  on 18  degrees of freedom
Residual deviance: 20.674  on 16  degrees of freedom
AIC: 142.56

Number of Fisher Scoring iterations: 1

                Theta: 0.409
                Std. Err.: 0.139

2 x log-likelihood: -134.558
```

- **Modelo: reclutamiento ~ conos del año anterior (2019)**

```
Call:
glm.nb(formula = seedlings19 ~ log(cones + 1), link = log,
       init.theta = 0.4522745872)

Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)     -4.4104    2.0563  -2.145 0.031965 *
log(cones + 1)   1.0079    0.2805   3.593 0.000327 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.4523) family taken to be 1)

Null deviance: 29.210 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 20.292 on 17 degrees of freedom  
AIC: 138.47

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 0.452  
Std. Err.: 0.156

2 x log-likelihood: -132.471

- **Modelo regresión múltiple: número de ejemplares (2016)**

Call:  
glm.nb(formula = tetart\_before ~ log(dir\_before) +  
Reproductive\_before, link = log, init.theta = 3.218554725)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-17.5961	6.0280	-2.919	0.00351	**
log(dir_before)	1.4115	0.4571	3.088	0.00201	**
Reproductive_before	0.4881	0.2297	2.125	0.03362	*

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(3.2186) family taken to be 1)

Null deviance: 35.754 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 18.540 on 16 degrees of freedom  
AIC: 97.828

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 3.22  
Std. Err.: 1.93

2 x log-likelihood: -89.828

- **Modelo regresión múltiple: reclutamiento (2019)**

Call:  
glm.nb(formula = seedlings19 ~ log(cones +  
1) + pinhal\_after + I(pinhal\_after^2), link = log,  
init.theta = 0.67412629)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-4.788251	1.897646	-2.523	0.011627	*
log(cones_after + 1)	0.902211	0.242025	3.728	0.000193	***
pinhal_after	0.224381	0.079787	2.812	0.004920	**
I(pinhal_after^2)	-0.006178	0.002129	-2.902	0.003706	**

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.6741) family taken to be 1)

Null deviance: 40.509 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 19.050 on 15 degrees of freedom  
AIC: 134.91

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Anexo: Modelo obtenidos en los capítulos de resultados

Theta: 0.674  
Std. Err.: 0.247

2 x log-likelihood: -124.908

• **Modelo: reclutamiento temprano ~ líneas de flujo (2018)**

Call:  
glm.nb(formula = seedlings18 ~ flowlines + I(flowlines^2),  
link = log, init.theta = 0.6239802213)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	1.4662283	0.6770667	2.166	0.0303 *
flowlines	-0.0749441	0.0330868	-2.265	0.0235 *
I(flowlines^2)	0.0004082	0.0001593	2.563	0.0104 *

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Negative Binomial(0.624) family taken to be 1)

Null deviance: 29.235 on 18 degrees of freedom  
Residual deviance: 16.527 on 16 degrees of freedom  
AIC: 64.864

Number of Fisher Scoring iterations: 1

Theta: 0.624  
Std. Err.: 0.413

2 x log-likelihood: -56.864

**CAPÍTULO 5: ANÁLISIS Y MODELOS**

• **ANOVA valores iniciales ICH de cada grupo de estudio**

Anova Table (Type III tests)

Response: fire

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	26.2256	1	21.9573	0.0002928 ***
fire	7.0053	4	1.4663	0.2615367
Residuals	17.9159	15		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: competition

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	170.706	1	101.8911	2.411e-08 ***
competition	12.573	3	2.5015	0.0964 .
Residuals	26.806	16		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: mining

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	24.8160	1	24.4720	0.0003381 ***
mining	2.6626	1	2.6257	0.1311084
Residuals	12.1687	12		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: lim\_seed

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	105.065	1	131.3439	9.567e-11 ***
lim_seed	1.556	3	0.6485	0.5922
Residuals	17.598	22		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: comp\_soil

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	3.6193	1	4.7630	0.06063 .
comp_soil	1.0481	1	1.3793	0.27400
Residuals	6.0790	8		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: overgrazing

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	215.130	1	72.5916	9.881e-08 ***
overgrazing	3.023	1	1.0199	0.3259
Residuals	53.344	18		

Anova Table (Type III tests)

Response: invasive

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	40.875	1	142.7059	2.796e-10 ***
invasive	1.929	2	3.3681	0.05598 .
Residuals	5.442	19		

- **ANOVA valores posteriores ICH de cada grupo de estudio**

Anova Table (Type III tests)

Response: fire

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	69.794	1	33.3832	3.646e-05 ***
fire	5.283	4	0.6317	0.6475
Residuals	31.360	15		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: competition

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	287.141	1	117.1108	9.056e-09 ***
competition	4.342	3	0.5902	0.6303
Residuals	39.230	16		

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: mining

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	14.2845	1	9.5699	0.009301 **
Mining	0.9555	1	0.6402	0.439208
Residuals	17.9119	12		

---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: lim\_seed

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	241.513	1	495.5377	<2e-16 ***
lim_seed	3.009	3	2.0581	0.135
Residuals	10.722	22		

---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: comp\_soil

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	16.302	1	2.7099	0.1383
comp_soil	2.505	1	0.4164	0.5368
Residuals	48.126	8		

Anova Table (Type III tests)

Response: overgrazing

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	359.36	1	89.0908	2.156e-08 ***
overgrazing	5.54	1	1.3736	0.2565
Residuals	72.61	18		

---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Anova Table (Type III tests)

Response: invasive

	Sum Sq	Df	F value	Pr(>F)
(Intercept)	63.256	1	31.075	2.240e-05 ***
Invasive	73.633	2	18.086	3.997e-05 ***
Residuals	38.676	19		

---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **Resultados t-test pareados para evaluar los efectos de las actuaciones**

Paired t-test

data: fire\$CHTpost and fire\$CHTpre  
 t = 3.7721, df = 19, p-value = 0.001289  
 alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0  
 95 percent confidence interval:  
 0.4573693 1.5976307  
 sample estimates:  
 mean difference  
 1.0275

Paired t-test

data: competition\$CHTpost and competition\$CHTpre  
 t = 9.9357, df = 19, p-value = 5.839e-09  
 alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0  
 95 percent confidence interval:  
 1.62289 2.48911  
 sample estimates:  
 mean difference  
 2.056

Paired t-test

```
data: mining$CHTpost and mining$CHTpre
t = 5.7764, df = 13, p-value = 6.422e-05
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 1.560980 3.426163
sample estimates:
mean difference
 2.493571
```

Paired t-test

```
data: lim_seed$CHTpost and lim_seed$CHTpre
t = 10.446, df = 25, p-value = 1.319e-10
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 1.54548 2.30452
sample estimates:
mean difference
 1.925
```

Paired t-test

```
data: comp_soil$CHTpost and comp_soil$CHTpre
t = 4.1345, df = 9, p-value = 0.002542
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 1.402975 4.793025
sample estimates:
mean difference
 3.098
```

Paired t-test

```
data: overgrazing$CHTpost and overgrazing$CHTpre
t = 10.187, df = 19, p-value = 3.901e-09
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 0.9824516 1.4905484
sample estimates:
mean difference
 1.2365
```

Paired t-test

```
data: invasive$CHTpost and invasive$CHTpre
t = 6.939, df = 21, p-value = 7.445e-07
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 2.099626 3.896738
sample estimates:
mean difference
 2.998182
```

- **Modelo coste-efectividad: valor medio inicial del índice de calidad del hábitat y coste en euros de incrementar un punto de calidad por hectárea**

Call:

```
lm(formula = log(Eu_Ha.CHT + 1) ~ CHTi)
```

Residuals:

```
 1      2      3      4      5      6      7
0.2821 0.5630 0.6653 -0.5557 -0.6940 -0.5165 0.2558
```

Coefficients:

```
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  9.10134    0.28076  32.417 5.25e-07 ***
```

```

CHTi      -0.24166    0.06821   -3.543    0.0165 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.6264 on 5 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.7152, Adjusted R-squared:  0.6582
F-statistic: 12.55 on 1 and 5 DF, p-value: 0.01651

```

## **CAPÍTULO 6: MODELOS**

- ***Modelo de probabilidad de presencia de *Tetraclinis articulata****

```

Call:
glm(formula = presencia ~ log(distance) + cobforest +
     I(cobforest^2) + filitas + esquistos,
     family = binomial)

Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)      1.098e+01  8.291e-01  13.246 < 2e-16 ***
log(distance)   -3.414e+00  2.345e-01 -14.559 < 2e-16 ***
cobforest        1.381e-02  6.018e-03   2.296 0.021699 *
I(cobforest^2)  -2.298e-04  6.472e-05  -3.550 0.000385 ***
filitas         7.496e-01  1.604e-01   4.675 2.95e-06 ***
esquistos       2.961e-01  1.367e-01   2.166 0.030334 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 2865.2 on 3943 degrees of freedom
Residual deviance: 1827.4 on 3938 degrees of freedom
AIC: 1839.4

```

Number of Fisher Scoring iterations: 8

- ***Modelo de probabilidad de supervivencia de repoblaciones de *Tetraclinis articulata****

```

Call:
glm(formula = cbind(Tav19, Tam19) ~ rsind + bush_cover +
     I(bush_cover^2) + hvegmin + lnflujodiv +
     pendmean + I(pendmean^2) + hvegmax, family = binomial)

Coefficients:
                Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept)   -2.338e+01  3.422e+00  -6.833 8.32e-12 ***
rsind          5.219e-05  7.428e-06   7.026 2.13e-12 ***
bush_cover    -1.578e-01  3.177e-02  -4.968 6.76e-07 ***
I(bush_cover^2) 1.640e-03  4.504e-04   3.642 0.000271 ***
hvegmin        5.686e+00  2.079e+00   2.736 0.006226 **
lnflujodiv     4.575e-01  1.030e-01   4.443 8.87e-06 ***
pendmean       7.504e-01  2.549e-01   2.944 0.003243 **
I(pendmean^2)  -2.203e-02  8.073e-03  -2.729 0.006359 **
hvegmax       -1.166e-01  4.977e-02  -2.342 0.019167 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 148.542 on 25 degrees of freedom
Residual deviance: 17.743 on 17 degrees of freedom
AIC: 115.27

```

Number of Fisher Scoring iterations: 4

- **Modelo de probabilidad de supervivencia de repoblaciones de *Tetraclinis articulata* frente a irradiación difusa**

Call:  
glm(formula = cbind(Tav19, datos\$Tam19) ~ rsind, family = binomial)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-7.677e+00	1.483e+00	-5.175	2.27e-07	***
rsind	2.185e-05	4.147e-06	5.269	1.37e-07	***

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 148.54 on 25 degrees of freedom  
Residual deviance: 119.05 on 24 degrees of freedom  
AIC: 202.58

Number of Fisher Scoring iterations: 4

- **Modelo de cobertura arbórea frente a irradiación difusa**

Call:  
lm(formula = tree\_cover ~ rsind)

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-47.272	-22.038	5.798	22.814	40.902

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )	
(Intercept)	3.214e+02	8.517e+01	3.774	0.000932	***
rsind	-7.835e-04	2.384e-04	-3.287	0.003109	**

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 26.87 on 24 degrees of freedom  
Multiple R-squared: 0.3104, Adjusted R-squared: 0.2817  
F-statistic: 10.8 on 1 and 24 DF, p-value: 0.003109

- **Modelo de interacción entre la irradiación difusa y la cobertura arbórea frente a la probabilidad de supervivencia de repoblaciones de *Tetraclinis articulata***

Call:  
glm(formula = cbind(Tav19, Tam19) ~ rsind \* tree\_cover,  
family = binomial)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )	
(Intercept)	-2.257e+01	3.338e+00	-6.760	1.38e-11	***
rsind	6.241e-05	9.272e-06	6.731	1.69e-11	***
tree_cover	3.271e-01	7.498e-02	4.362	1.29e-05	***
rsind:datos\$tree_cover	-9.103e-07	2.171e-07	-4.194	2.74e-05	***

---  
Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for binomial family taken to be 1)

Null deviance: 148.542 on 25 degrees of freedom  
Residual deviance: 85.538 on 22 degrees of freedom  
AIC: 173.06

Number of Fisher Scoring iterations: 4